

UFRRJ
INSTITUTO DE AGRONOMIA
CURSO DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AGRONOMIA
CIÊNCIA DO SOLO

TESE

**Características e Alterações Estruturais da
Matéria Orgânica em Organossolos de Distintos
Ambientes e Intensidade de Uso Agrícola**

Adierson Gilvani Ebeling

2010

Livros Grátis

<http://www.livrosgratis.com.br>

Milhares de livros grátis para download.



**UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DO RIO DE JANEIRO
INSTITUTO DE AGRONOMIA
CURSO DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AGRONOMIA
CIÊNCIA DO SOLO**

**CARACTERÍSTICAS E ALTERAÇÕES ESTRUTURAIS DA MATÉRIA
ORGÂNICA EM ORGANOSSOLOS DE DISTINTOS AMBIENTES E
INTENSIDADE DE USO AGRÍCOLA**

ADIERSON GILVANI EBELING

Sob a Orientação da Professora
Lúcia Helena Cunha dos Anjos

e Co-orientação dos Pesquisadores
Daniel Vidal Pérez

Etelvino Henrique Novotny

Tese submetida como requisito parcial para obtenção do grau de **Doutor em Ciências**, no Curso de Pós-Graduação em Agronomia, Área de Concentração em Ciência do Solo

Seropédica, RJ
Agosto de 2010

Ficha Catalográfica

**UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DO RIO DE JANEIRO
INSTITUTO DE AGRONOMIA
CURSO DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AGRONOMIA CIÊNCIA DO SOLO**

ADIERSON GILVANI EBELING

Tese submetida como requisito parcial para obtenção do grau de **Doutor em Ciências**, no Curso de Pós-Graduação em Agronomia, área de Concentração em Ciência do Solo.

TESE APROVADA EM 27/08/2010

Lúcia Helena Cunha dos Anjos. Ph.D. UFRRJ
(Orientador)

Marcos Gervasio Pereira. Dr. UFRRJ

Gustavo Souza Valladares. Dr. UFC

Neyde Fabiola Balarezo Giarola. Dra. UEPG

David Vilas Boas de Campos. Dr. Embrapa Solos

*Á minha família que mesmo distante sempre esteve
ao meu lado, aos meus amigos de todos os dias, aos
meus avós e a Tia Velda “que Deus os tenha”
e a minha sempre presente Elisa.*

Dedico

AGRADECIMENTOS

Primeiro a Deus por tudo que tem proporcionado em minha vida. À querida Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, que tão bem me acolheu em setembro de 1999, quando me matriculei no curso de Agronomia, e também onde concluí meu Mestrado e hoje, dez anos depois, me deu condições para redigir a presente tese, pela lição de vida, pelos amigos e pelos vários bons momentos que tive aqui.

À minha namorada Elisa que se fez presente em todos os momentos, mesmo naqueles em que ficava ausente por conta do trabalho da tese, das viagens de coleta além de entender os momentos de “pilhas de papéis” no canto da mesa.

À professora, orientadora e grande amiga Lúcia Helena Cunha dos Anjos, pelo exemplo de profissionalismo, amizade e pelos bons momentos de convívio. Ainda pela orientação do trabalho, pelo apoio nos momentos difíceis, pela confiança, e pelo incentivo que muito contribuíram para minha formação profissional e pessoal.

Ao Ted pelos prazerosos momentos juntos e pelo auxílio sempre que necessário na coleta das amostras.

Ao professor Marcos Gervasio Pereira, pela orientação, compreensão, amizade e pelos ensinamentos.

Aos pesquisadores da Embrapa Solos Daniel Vidal Pérez e Etelvino Henrique Novotny, pela co-orientação, com sugestões muito úteis para a elaboração da presente tese e execução das análises naquela unidade da Embrapa.

Aos Professores Nelson Moura, Everaldo Zonta, Érika Flavia Machado Pinheiro, e ao Dr. Vinícius de Melo Benites pelas suas sugestões, muito úteis para a elaboração e execução do presente trabalho.

As Prof. Marlen e Francisca e ao Marcelino, da UEMA, que muito me auxiliaram na coleta das amostras de terra no Maranhão.

A Prof. Neyde Giarola da UEPG, ao pesquisador José Alfredo e ao pessoal do IAPAR pelo auxílio na coleta de solos no Paraná.

Aos bolsistas de Iniciação Científica Francisco e Edilene, além da Mestranda Paula pelos intermináveis e cansativos trabalhos de laboratório.

Ao funcionário do Departamento de Química da UFRRJ, Eli, pelo apoio nas análises de infravermelho, ao Professor Heitor pelas análises de termogravimétricas. A Márcia pela execução das análises de RMN.

Aos colegas de laboratório e de curso Mondino, Ademir, Arcângelo, Tiago, Wanderson, Devid, Guilherme, Celeste, Fernando, Paula, André, Nivaldo, Sidnei, e aos esquecidos pela companhia agradável proporcionada ao longo destes anos.

Aos funcionários e estagiários do CPGA-CS, Roberto, Luciene e Marquinhos pelo auxílio nas atividades acadêmicas e pela convivência sempre amigável.

E aos sempre distantes Jude Brice, Cândida, Cauê, Marcelo, Adeonir, Gustavo, Eduardo, Célia, Wanderlei, Maurício, Lúcia dentre outros.

Às agências financiadoras CNPq, PIBIC e FAPERJ pelos auxílios concedidos.

BIBLIOGRAFIA

Adierson Gilvani Ebeling, nascido em 8 de abril de 1976, no distrito de Arabutã na cidade de Concórdia, Santa Catarina, filho de Harri e Anilva Ebeling é Engenheiro Agrônomo formado pela Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro em dezembro de 2003. Foi estagiário do laboratório de Gênese e Classificação de Solos desde 2000, participou de vários projetos e foi bolsista de pré-iniciação científica de março a dezembro de 2000 e bolsista de iniciação científica do CNPq/PIBIC no período de agosto de 2001 a dezembro de 2003. Em março de 2004, ingressou no Curso de Pós-Graduação em Agronomia-Ciência do Solo, obtendo o título de Mestre em Ciências no mês de março de 2006. No mês de julho de 2006 ingressou no curso de Doutorado em Agronomia-Ciência do solo da UFRRJ. Após ter sido aprovado em concurso publico na Empresa de Assistência Técnica e Extensão Rural Emater-Rio, em março de 2010 tomou posse no cargo de Engenheiro Agrônomo, na função de Extensionista Rural IA, acumulando ainda a função de Supervisor-Local do Escritório da Emater-Rio no município de Miracema, noroeste do Estado do Rio de Janeiro.

RESUMO

EBELING, Adierson Gilvani. **Características e alterações estruturais da matéria orgânica em Organossolos de distintos ambientes e intensidade de uso agrícola**. Seropédica: UFRRJ, 2010. 156f. Tese (Doutorado em Agronomia, Ciência do Solo). Instituto de Agronomia, Departamento de Solos, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, RJ, 2010.

Os Organossolos têm pequena representatividade geográfica no Brasil, entretanto, são utilizados intensamente em modelos de agricultura familiar e têm grande importância ambiental. Porém, a sua drenagem conduz ao processo de subsidência e outras modificações na matéria orgânica (MO) do solo, com implicações nas características dos Organossolos e em sua potencialidade. A natureza das substâncias húmicas (SHs) é determinante nestas alterações nos Organossolos. A caracterização das SHs permite a compreensão dos processos de transformação da MO nos Organossolos e seu impacto no ambiente. Os objetivos deste trabalho foram: caracterizar Organossolos em vários ambientes e intensidade de uso agrícola e avaliar alterações nas frações humificadas da MO, através de técnicas de análise da composição elementar, espectroscópicas, termodegradativas e de ressonância magnética nuclear (RMN). Foram estudados oito perfis de solos, nos Estados do Rio de Janeiro, Maranhão e Paraná. Foram avaliadas as suas propriedades químicas: COT, pH, SB, H^+ , Al^{3+} , CTC e V%; e propriedades físicas: Ds, RM, MM e DMO. Além do fracionamento quantitativo das SHs: ácidos fúlvicos (C-FAF), ácidos húmicos (C-FAH) e humina (C-HUM), e relações C-FAH/C-FAF, C-EA/C-HUM (C-EA = C-FAF + C-FAH). Os ácidos húmicos (AH) foram extraídos pelo método da Sociedade Internacional de Substâncias Húmicas (IHSS) e avaliados por distintas técnicas. Os atributos químicos variaram com o efeito das queimadas e da intensidade de uso agrícola; porém, em geral, os Organossolos apresentaram baixa fertilidade natural, a qual, em geral, esteve relacionada à fração ácido húmico (maior razão C-FAH/C-FAF). As propriedades Ds, RM, %MM e DMO apresentaram grande variação e parecem refletir características genéticas e de manejo dos Organossolos, podendo ser utilizadas como diagnósticas para a classificação desses solos. Dentre as frações da MO, a HUM predominou, com valor médio de 59,98% do carbono total determinado pelo CHN, seguida da FAH. A relação C-FAH/C-FAF diminuiu a medida que o uso agrícola é intensificado. Os dados do ITG (Índice Termogravimétrico) sugerem forte resistência à termodegradação para a maioria dos horizontes orgânicos. A composição elementar (%C, %H, %N, %O) dos ácidos húmicos apresentou grande amplitude entre os horizontes, porém sem padrão diferenciado entre os Organossolos. O aumento do conteúdo de carbono, os altos valores de ITG e a diminuição do conteúdo de oxigênio nos AH podem explicar a maior resistência a termodecomposição dos AH extraídos dos Organossolos. Foi observada correlação entre a razão H/C e o ITG, onde os menores valores de H/C estiveram relacionados a maior resistência dos AH à termodegradação. As técnicas espectroscópicas e de RMN permitiram caracterizar compostos e grupamentos nos ácidos húmicos, demonstrando o potencial destas ferramentas nos estudos de SHs provenientes de Organossolos.

Palavras chave: Carbono. Espectroscopia. RMN. Ácidos húmicos. Termodecomposição.

ABSTRACT

EBELING, Adierson Gilvani. **Characteristics and structural changes of organic matter in Histosols of distinct environments and agricultural usage intensity**. Seropédica: UFRRJ, 2010. 156p. Thesis (Doctor Science in Agronomy, Soil Science). Instituto de Agronomia, Departamento de Solos, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, RJ, 2010.

The Histosols have a small geographic extension in the Brazilian territory; however, they are intensively used in family agriculture systems and have a great environmental importance. The drainage of Histosols leads to the subsidence process and other changes in the soil organic matter (SOM), with consequences in their characteristics and potential. The nature of humic substances (HS) is determinant in the alterations of the Histosols. The characterization of the HS allows the understanding of processes of SOM transformation in the Histosols, and their environmental impact. The objectives of this study were: to characterize Histosols from different environments and land usage intensity; and to evaluate alterations in humic fractions of SOM, by using elemental composition analyses, spectroscopic, thermal degradation, and nuclear magnetic resonance (NMR) techniques. The study was developed in eight Histosols, from the States of Rio de Janeiro, Maranhão and Paraná, in Brazil. Their chemical properties: TOC, pH, SB, H^+ , Al^{3+} , CEC, and V%; and physical properties: Bd, MR, MM, and OMD, were evaluated. Also, the quantitative fractionating of the HS: fulvic acid (C-FAF), humic acid (C-HAF), and humin (C-HUM), and C-FAH/C-FAF relations, C-EA/C-HUM (C-EA = C-FAF + C-FAH). The humic acids were extracted using the method of the International Humic Substances Society (IHSS), and evaluated by different techniques. The chemical attributes varied with the intensity of burnings and agricultural usage. Though, in general, the Histosols presented low natural fertility, and it was related to the humic acid fraction (high ratio C-FAH/C-FAF). The properties Bd, MR, %MM, and OMD, presented great variation with soil genesis and management of Histosols. Thus, they may be used as soil diagnostic characteristics for their classification. Amongst the SOM fractions the HUM predominated, with an average value of 59.98% of total carbon determined by the CHN; followed by the FAH. The C-FAH/C-FAF ratio diminished with the increase of agriculture usage. The results of the TGI (Thermal Gravimetric Index) suggest strong resistance to thermal degradation of majority of the organic horizons. The elemental composition (%C, %H, %N, %O) of the humic acids showed large amplitude of variation between the horizons, but no pattern was observed between the Histosols. The increase of carbon content, the high values of TGI, and the reduction of oxygen content in the HA might explain the high thermal decomposition resistance of the Histosols humic acids. A correlation between H/C and TGI was observed, where the lower values of H/C were related to the highest resistance of the humic acids to thermal degradation. The spectroscopic and NMR techniques allowed to characterize compounds and groups of substances in the humic acids, showing the great potential of these tools in the studies of HS from Histosols.

Keywords: Carbon. Spectroscopy. NMR. Humic acids, Thermal decomposition.

SUMARIO

1	INTRODUÇÃO.....	1
2	REVISÃO DE LITERATURA	4
	2.1 Ocorrência, Caracterização e Atributos Especiais de Organossolos	4
	2.2 Avaliação do Grau de Decomposição do Material Orgânico	8
	2.3 Subsidência em Turfas e Organossolos	11
	2.3.1. Taxas de subsidência	14
	2.3.2. A subsidência e o manejo de solos orgânicos	16
	2.3.3. Medições das taxas de subsidência.....	22
	2.4 Alterações dos Organossolos pelo Manejo Agrícola e Dinâmica Global de Carbono23	
	2.5 Substâncias Húmicas e Características de Compostos Orgânicos em Solos Turfosos26	
	2.6 Caracterização Espectroscópica e de Ressonância Magnética e Análise Termogravimétrica no Estudo de Substâncias Húmicas	31
	2.6.1 Espectroscopia na região do visível	32
	2.6.2 Espectroscopia no infravermelho (IV)	33
	2.6.3 Ressonância magnética nuclear (RMN)	35
	2.6.4 Análise da composição elementar	36
	2.6.5 Análise termogravimétrica	38
3	MATERIAL E MÉTODOS.....	39
	3.1 Localização e Características Gerais dos Organossolos.....	39
	3.2 Caracterização Analítica de Rotina	41
	3.2.1 Análises químicas dos solos	41
	3.2.2 Carbono e nitrogênio total	41
	3.3 Testes para a Caracterização de Organossolos	41
	3.3.1 Caracterização física do material orgânico.....	41
	3.3.2 Determinação do teor de matéria orgânica pelo método da mufla	41
	3.3.3 Densidade da matéria orgânica (DMO).....	41
	3.3.4 Resíduo mínimo (RM).....	42
	3.3.5 Conteúdo de material mineral (%MM)	42
	3.3.6 Grau de decomposição segundo Von Post	42
	3.3.7 Índice em pirofosfato de sódio (IP)	42
	3.3.8 Determinação dos teores de fibras e de fibras esfregadas	42
	3.4 Análises Laboratoriais Especiais	43
	3.4.1 Extração e quantificação do teor de carbono das frações húmicas.....	43
	3.4.2 Extração, fracionamento químico e purificação do material húmico.....	43
	3.4.3 Análise termogravimétrica e determinação do conteúdo de cinzas.....	44
	3.4.4 Análise da composição elementar	44
	3.4.5 Grau de oxidação	45
	3.4.6 Espectroscopia na região do visível e relação E4/E6	45
	3.4.7 Espectroscopia na região do infravermelho.....	45
	3.4.8 Índice de aromaticidade, hidrofobicidade e reatividade.....	46
	3.4.9 Índice de polaridade.....	46
	3.5 Comparação dos Resultados e Análises Estatísticas	46
4	RESULTADOS E DISCUSSÃO	47
	4.1 Ambiente de Formação, Morfologia e Classificação dos Organossolos	47
	4.2 Caracterização Química dos Organossolos	52
	4.2.1 pH e acidez do solo.....	52

4.2.2	Elementos extraíveis e tocáveis.....	57
4.2.3	Cálcio, magnésio, potássio e sódio.....	57
4.2.4	Alumínio.....	58
4.2.5	Acidez potencial e hidrogênio.....	59
4.2.6	Soma e saturação por bases.....	60
4.2.7	Nitrogênio e relação C:N dos Solos.....	61
4.2.8	Fósforo em Organossolos.....	62
4.3	Caracterização Física dos Organossolos.....	64
4.3.1	Densidade do solo (Ds).....	64
4.3.2	Densidade da matéria orgânica (DMO).....	67
4.3.3	Porcentagem de material mineral (%MM).....	68
4.3.4	Resíduo mínimo (RM).....	69
4.3.5	Grau de decomposição Von Post.....	70
4.3.6	Fracionamento da Matéria Orgânica dos Solos.....	72
4.4	Avaliação Espectroscópica, Grau de Humificação e Teor de Carbono Orgânico.....	80
4.5	Relação entre as Frações Húmicas e os Atributos Químicos dos Organossolos.....	81
4.6	Análise Termogravimétrica, Determinação do Conteúdo de Cinzas, Avaliação da Estabilidade Térmica dos Ácidos Húmicos.....	83
4.7	Análise da Composição Elementar.....	86
4.8	Avaliação Espectroscopia na Região do Infravermelho dos Ácidos Húmicos.....	94
4.9	Índice de Aromaticidade, Hidrofobicidade e Reatividade.....	101
4.10	Análise de Ressonância Magnética Nuclear.....	104
4.11	Correlação Entre as Análises dos Ácidos Húmicos.....	111
5	CONCLUSÕES.....	114
6	CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	115
7	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	116
7.	ANEXOS.....	135

1 INTRODUÇÃO

Os Organossolos são conceituados no Sistema Brasileiro de Classificação de Solos (SiBCS) (Embrapa, 2006) como “*solos pouco evoluídos, constituídos por material orgânico de coloração preta, cinzenta muito escura ou brunada, resultantes de acumulação de restos vegetais, em graus variáveis de decomposição, em condições de drenagem restrita (ambientes mal a muito mal drenados), ou em ambientes úmidos de altitudes elevadas, saturados com água por apenas poucos dias durante o período chuvoso*”.

As áreas de Organossolos no mundo, geralmente, são utilizadas para extrativismo de produtos florestais, pastejo e usos agrícolas especiais como rizicultura. Entretanto, manejados de forma adequada e com investimento de capital estes solos têm potencial para outras lavouras de ciclo curto e horticultura. Embora, devido ao custo ambiental resultante do aumento de perdas da matéria orgânica por mineralização, além do fato de se tratarem de um habitat único para muitas espécies de plantas e animais, têm-se recomendado na América do Norte e em alguns países da Europa que essas áreas sejam destinadas à preservação.

No Brasil os Organossolos tem pequena representatividade geográfica, apenas 0,03% do território nacional (IBGE, 2001). Entretanto, onde eles ocorrem têm grande importância econômica e social. Sua localização próxima a centros consumidores facilita o escoamento da produção e, por estarem em áreas marginais para desenvolvimento urbano e industrial, favorecem a manutenção de famílias de agricultores em sistemas de produção de culturas de subsistência ou olericultura. Outros exemplos de exploração destes solos, em especial na vizinhança dos grandes centros urbanos, é a produção de plantas ornamentais e a extração do material de solo (turfa) como substrato.

Porém, a drenagem das áreas de Organossolos conduz ao processo de subsidência, que significa perder volume, se contrair. A secagem pura e simples das áreas de turfa pode levar a uma contração natural com perda de volume de mais de 50%, a drenagem e conseqüente oxidação do meio, aceleram a mineralização da matéria orgânica. E os Organossolos quando secos, com freqüência, tornam-se alvo de fácil combustão, o que também aumenta a subsidência. O tipo de material orgânico, a profundidade dos drenos e o manejo agrícola podem influenciar no potencial de subsidência dos solos orgânicos. Além dos fatores citados os solos orgânicos oferecem pequena resistência mecânica e podem ser facilmente compactados por máquinas ou pisoteio animal.

Ao se considerar o efeito do aumento da temperatura do planeta causado pelos gases de efeito estufa, não se pode esquecer da importância da matéria orgânica do solo, pela emissão principalmente de CO₂ e de metano nos ambientes hidromórficos. O carbono presente nessa fração do solo corresponde a cerca do triplo de todo o carbono acumulado na matéria orgânica viva da terra. A emissão de carbono para a atmosfera pelo solo corresponde a 10 vezes o carbono emitido pelo uso dos combustíveis fósseis. As áreas de Organossolos e turfas, apesar de cobrirem somente cerca de 3% da superfície terrestre, possuem cerca de 30% do carbono presente na biomassa (Hayes & Clapp, 2001). Portanto, estudos para estimar os estoques de carbono nessas áreas, assim como compreender a dinâmica do carbono nesses solos, são importantes para orientar o manejo adequado desses ambientes, visando à minimização das emissões dos gases de efeito estufa. As propriedades e características da matéria orgânica que constitui estes solos são aspectos determinantes na velocidade de mineralização da mesma e, portanto, no aumento do carbono que pode ser lançado à atmosfera na forma de gases. Porém, o estudo da dinâmica de carbono em solos visando quantificar a emissão de CO₂ para a atmosfera e a sua contribuição no aumento do efeito estufa vem sendo feito, principalmente, em solos minerais.

Hoje é comum, nos estudos da matéria orgânica do solo, à quantificação do carbono distribuído nas substâncias húmicas (SH): ácidos fúlvicos, ácidos húmicos e humina. No caso de Organossolos, devido à elevada quantidade de matéria orgânica esta metodologia de fracionamento das SH não estaria contemplando a grande gama de substâncias orgânicas presentes nestes solos. É necessário identificar a natureza dos compostos orgânicos e a sua transformação com o processo de subsidência dos Organossolos e, mais ainda, como a alteração destes compostos interfere no ambiente.

A hipótese deste estudo é de que a natureza dos compostos orgânicos é fator determinante nas alterações nas propriedades e características dos Organossolos em função da subsidência. Assim, a caracterização destes compostos permitirá a compreensão dos processos que envolvem a transformação da matéria orgânica nos Organossolos e, desta forma, avaliar o seu impacto no ambiente.

Os objetivos específicos deste trabalho foram:

- a) Estudar a composição quantitativa das frações humificadas da matéria orgânica em Organossolos e as possíveis relações destas com seus atributos químicos em diferentes ambientes e intensidade de uso agrícola;
- b) Verificar a adequabilidade de uso das técnicas de ressonância magnética nuclear, espectroscopia na região do infravermelho, espectroscopia na região do visível,

análises termodegradativas, em estudos físicos e químicos de substâncias orgânicas em Organossolos;

- c) Avaliar a composição elementar dos ácidos húmicos, além da reatividade, estabilidade e o grau de humificação das substâncias orgânicas em Organossolos, através de técnicas espectroscópicas; e
- d) Estudar as possíveis mudanças nas características físicas, químicas e espectroscópicas de substâncias orgânicas decorrentes do processo de subsidência em Organossolos.

2 REVISÃO DE LITERATURA

2.1 Ocorrência, Caracterização e Atributos Especiais de Organossolos

Segundo Valladares (2003), áreas com depósitos sedimentares de materiais orgânicos são identificadas pelos geólogos como turfeiras. Ainda, como as turfas representam o material de origem propriamente dito dos Organossolos, em várias publicações esses solos são referidos usando o termo material turfoso ou solos de turfa como sinônimos.

A turfa é um produto da decomposição de vegetais, que se desenvolvem e se acumulam em corpos d'água ou em ambientes saturados, sendo o estágio inicial da seqüência de carbonificação. O acúmulo da massa vegetal morta ocorre em condições de excessiva umidade, baixo pH e escassez de oxigênio, passando por processos de mineralização lenta e de humificação. A matéria vegetal perde gradativamente a estrutura primária, originando produtos residuais que reagem novamente e se polimerizam (processos biogeoquímicos), formando compostos de estruturas complexas, com o enriquecimento contínuo de carbono fixo. A velocidade de mineralização da matéria orgânica e os produtos da humificação dependem, além da sua composição original, do clima; que, se tropical, favorece uma grande disponibilidade de massa vegetal e promove uma decomposição acelerada, resultando na diminuição da quantidade de material a ser fossilizado como turfa. Gerações consecutivas de vegetais se transformam em turfa, pelo empilhamento de camadas, cujas propriedades físico-químicas variam em função da composição vegetacional, do grau de decomposição e da quantidade de matéria orgânica. A cor da turfa pode variar do amarelo ao negro pardacento, dependendo do grau de decomposição biológica, da desintegração mecânica das fibras vegetais e da presença de sedimentos (Garcia, 1996; Valladares, 2003).

A turfa pode ter de 0,30 a 20 metros de espessura ou mais (Anderson, 1983) tendo uma importante contribuição para a biodiversidade na manutenção de nichos de espécies endêmicas a níveis regionais e globais (Andriessse, 1988).

Segundo critérios botânicos existem diferentes formas de se classificar as turfas, entre eles:

- **Turfeiras de floresta ou lenhosas:** constituem-se de restos de árvores (fragmentos de troncos ou de ramos) que acumulam em solos úmidos, com águas geralmente tóxicas (por elevada acidez, seja por tiomorfismo ou alumínio), originando uma turfa fibrosa, não plástica e irregular, evidenciando a estrutura botânica pouco alterada. A turfa quando cortada e seca

mostra pequena redução de volume (Alpern, 1981). Segundo Suszczynsky (1980) de acordo com o grau de humificação ela pode ter cor cinzenta ou preta.

- **Turfeiras herbáceas:** localizam-se nas planícies úmidas das regiões temperadas e boreais, raramente se formam nas regiões tropicais (Alpern, 1981).

Existem dois tipos de turfeiras herbáceas, as turfeiras baixas ou topógenas (de pântanos baixos), que são restritas a ambientes flúvio-lacustres e lagunares e desenvolvem-se em formas negativas de relevo (lagos em fase de assoreamento ou meandros abandonados), geralmente em áreas de subsidência lenta e contínua (Valladares, 2003). Nestas, segundo Lenz (1984), apud Garcia (1996), ocorre o afluxo regular de água com abundância de nutrientes (ambiente eutrófico), garantindo o desenvolvimento de uma flora abundante e rica em espécies. Caracterizam-se pela variada composição vegetal e elevado teor de matéria mineral, devido a inundações regulares por rios ou enxurradas (Valladares, 2003).

O segundo tipo, turfeiras altas ou ombrógenas (de pântanos altos), desenvolve-se independente da topografia local, com regime hidráulico próprio e autônomo. A alta umidade é consequência de altas precipitações, as turfas são pobres em nutrientes (ambiente oligotrófico), sendo constituídas por vegetação uniforme, predominando musgos como o “*Sphagnum*”. Este ambiente resulta em uma turfa homogênea, pobre em cinzas (<5%), portanto é qualificada como matéria prima na produção de turfa energética e turfa agrícola (Valladares, 2003).

- **Turfeiras de mangues:** ocorrem sob vegetação de mangue que se desenvolve em estuários ou nas bordas das costas baixas, nas regiões tropicais (Valladares, 2003).

Estas diferenças nos materiais que compõem as turfas e seus ambientes de formação acarretam uma maior ou menor taxa de decomposição influenciando a humificação e, em alguns casos, reduzindo a subsidência.

Quanto aos Organossolos, a partir de levantamento bibliográfico de relatórios e boletins de mapeamento de solos no Brasil (levantamentos pedológicos realizados principalmente pela Embrapa e pelo IAC), Valladares (2003) estimou em 611.883 hectares a área destes solos no território brasileiro. Esta área pode estar subestimada pela dificuldade de distinguir estes solos de outras unidades de mapeamento, que ocorrem normalmente em ambientes mal drenados, sendo assim incluídos em unidades de solos hidromórficos ou indiscriminados de mangue em áreas costeiras.

Para a caracterização dos Organossolos, o material orgânico é dividido em três tipos, em função do grau de decomposição (Embrapa, 2006):

- **material orgânico-fábrico**, é constituído de fibras, facilmente identificável como de origem vegetal. Tem 40% ou mais de fibras esfregadas, por volume, e índice do pirofosfato igual a 5 ou maior. Se o volume de fibras for 75% ou mais, por volume, o critério do pirofosfato não se aplica. O material fábrico é usualmente classificado na escala de von Post nas classes 1 a 4. Apresenta cores, pelo pirofosfato de sódio, com valores e cromas de 7/1, 7/2, 8/1, 8/2 ou 8/3;

- **material orgânico-hêmico**, apresenta-se em estágio intermediário de decomposição entre fábrico e sáprico. O material é parcialmente alterado por ação física e bioquímica. Não satisfaz os requisitos para material fábrico ou sáprico. O teor de fibra varia de 17 a 40%, por volume. O material hêmico é usualmente classificado na escala de decomposição de von Post na classe 5 ou 6;

- **material orgânico-sáprico**, encontra-se em estágio avançado de decomposição. Normalmente, tem menor teor de fibras, a mais alta densidade do solo e a mais baixa capacidade de retenção de água, no estado de saturação. É muito estável, física e quimicamente, alterando-se muito pouco no decorrer do tempo, a menos que drenado. O teor de fibra esfregada é menor que 17%, por volume, e o índice de pirofosfato é igual a 3 ou menor. O material sáprico é usualmente classificado na escala de decomposição de von Post, na classe 7 ou mais alta. Apresenta cores pelo pirofosfato de sódio, com valores menores que 7, exceto as cores 5/1, 6/1, 6/2, 7/1, 7/2, ou 7/3.

Esses critérios são importantes na classificação das classes de Organossolos e estão, supostamente, relacionados à sua resiliência diante do processo de subsidência ou da fase de transformação por esse processo em que o solo se encontra.

Os Organossolos apresentam atributos especiais que os diferenciam fortemente dos solos ditos minerais, ou seja, de todas as demais classes de solos, desde a sua origem. Os depósitos de turfa tendem a apresentar elevados teores de nitrogênio total, porém este elemento pode não estar biodisponível. Andriess (1988) cita como fatores que influenciam na disponibilidade de nitrogênio a temperatura, a alta umidade no solo, a baixa aeração e a elevada acidez. Outros autores citam que pequenas variações da relação C/N também influenciam nesse fenômeno (Blombäck et al., 2003). Como em depósitos de turfa em clima tropical, onde relações C/N superiores a 16 afetam a disponibilidade do nitrogênio e com isso o desenvolvimento da vegetação (Andriess, 1988). Mendonça (1999), em estudo na zona oeste do município do Rio de Janeiro, observou variação dos teores totais de nitrogênio com o teor de matéria orgânica de Organossolos e, de maneira geral, os teores diminuíram em profundidade. A decomposição da matéria orgânica nos depósitos de turfa, decorrente dos

processos de subsidência, pode resultar em alterações na relação C/N nos seus diferentes estágios de transformação, ou seja, nos materiais sápricos, hêmicos e fibricos, contribuindo para modificações nos atributos dos solos.

Lynn et al. (1974) utilizou a variável chamada resíduo mínimo (RM) para avaliar o potencial máximo de subsidência em horizontes ou camadas formadas por material orgânico. Ela se refere a uma espessura remanescente de solo por unidade da medida após subsidência máxima, utiliza-se normalmente a unidade cm cm^{-1} para expressar o RM.

Tanto a densidade do solo como o resíduo mínimo estão relacionados ao grau de decomposição da matéria orgânica e ao teor de matéria orgânica (Conceição et al., 1999b). Os valores de densidade do solo tendem a ser inferiores a uma unidade e em alguns solos podem ser inferiores a $0,15 \text{Mg m}^{-3}$ (Andriessse, 1988; Kämpf & Schneider, 1989). Valladares et al. (2008), estudando Organossolos de diferentes regiões do Brasil, encontraram valores de Ds de $0,05 \text{Mg m}^{-3}$.

A Ds é uma característica facilmente alterável pela compactação, seja por máquinas ou pisoteio animal, e pela subsidência e transformação da matéria orgânica, após a drenagem dos Organossolos. Estes solos podem apresentar consistência dura ou muito dura quando seco excessivamente, o que resulta em dificuldade de reumedecimento do material (Dekker e Ritsema, 2000), e também no preparo do solo e manejo agrícola (Valladares et al., 2008).

Quanto à porosidade, materiais fibricos tendem a apresentar predomínio de macroporos, o que leva a sua alta condutividade hidráulica. No processo de decomposição e mineralização da matéria orgânica os macroporos colapsam, diminuindo o tamanho dos poros e também a porosidade total (Andriessse, 1988).

Segundo Hooghoudt (1950), apud Dekker & Ritsema (2000), muitos horizontes superficiais de Organossolos quando secos são de difícil re-umedecimento. Quanto ao fluxo de água, podem ocorrer zonas preferenciais no processo de infiltração, causadas pela contração do material com a secagem, que geram fendas no solo, ou por canais feitos por organismos vivos (Dekker & Ritsema, 2000), esta característica pode causar heterogeneidade da umidade do solo. Segundo os autores citados, a repelência dos Organossolos à água ou hidrofobicidade tende a diminuir com o tempo, isto é, o contato da água com o solo acaba umedecendo-o. O efeito do fogo, natural ou como prática freqüente em áreas agrícolas, também pode causar a hidrofobicidade dos materiais orgânicos.

2.2 Avaliação do Grau de Decomposição do Material Orgânico

A classificação mais tradicional de depósitos orgânicos tem utilizado como base, o estágio de decomposição da matéria orgânica. Os depósitos que se encontram em estágio de pouca ou nenhuma decomposição são denominados de turfa ou “peat”, neles é possível a identificação do material orgânico original. Já aqueles depósitos com elevado grau de decomposição, nos quais não é possível a identificação dos restos vegetais e/ou animais que lhe deram origem, são classificados como “muck” (Brady, 1989; Embrapa, 1988).

A decomposição é resultado principalmente da despolimerização e oxidação de moléculas relativamente grandes, tais como as poli-aromáticas, carboidratos, lipídios e proteínas, em moléculas menores e mais simples, como os ácidos carboxílicos, aminoácidos e CO_2 (Sollins et al., 1996; Silva & Pasqual, 1999). Durante a mineralização, os elementos ligados quimicamente e na forma orgânica (C, N, S e P) são convertidos para a forma mineral (CO_2 , CH_4 , NH_4^+ , NO_3^- , SO_4^{2-} , HPO_4^{2-} , H_2S) (Stevenson, 1986; Zech et al., 1997). Os fatores de formação possuem estreita relação com a dinâmica da MOS, em destaque com os processos de *decomposição*, *humificação*, *estabilização* e *mineralização* (Zech et al., 1997, Silva & Pasqual, 1999) e os subprocessos de *translocação* e *interação* (Figura 1).

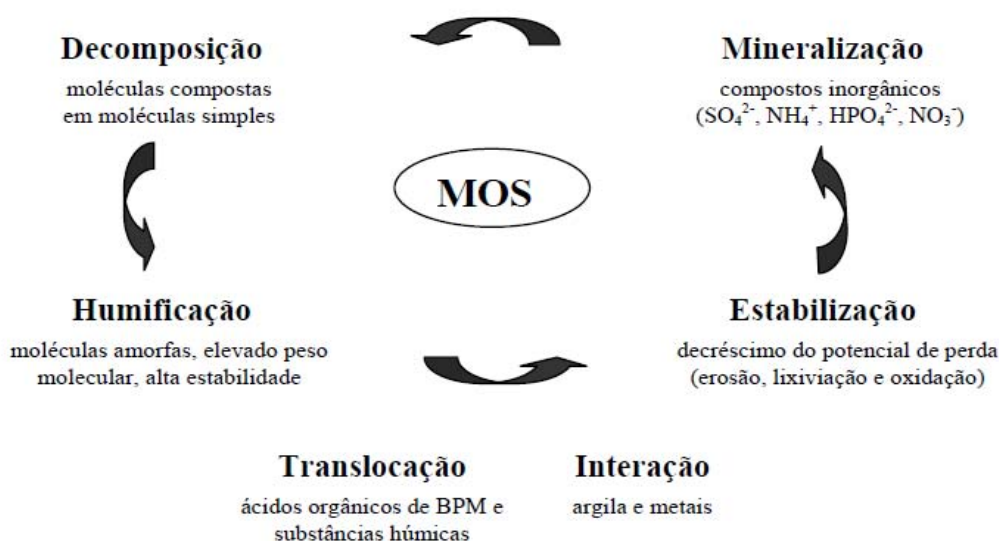


Figura 1. Dinâmica da matéria orgânica do solo em relação aos processos e subprocessos.

Modificado de Fontana (2009).

O grau de decomposição ou o grau de humificação dos materiais de solos orgânicos pode também ser avaliado através do conteúdo de fibras e de material humificado. Os conteúdos de fibras e húmus são partes complementares do material orgânico e são separados ao se passar o material em peneiras de 60 ou 100 mesh. O grau de decomposição pode ainda ser determinado no campo, através do método de Von Post (Carter, 1993), ou no laboratório

por métodos volumétricos, de dispersão mecânica e peneiramento, de centrifugação e colorimétricos.

Entre os métodos descritivos destaca-se a determinação de campo, pelo método de Von Post, onde um volume de material de solo molhado é comprimido entre os dedos e o seu comportamento é então avaliado. O material é identificado como hêmico quando até 2/3 da amostra original escapa entre os dedos; sáprico quando menos de 1/3 permanece na mão. A liberação de um pouco só de água turva indica o caráter fíbrico. Os diferentes graus de decomposição do material orgânico, de acordo com a escala de Von Post, são apresentados na Tabela 1.

De acordo com o grau de decomposição do material vegetal original, três tipos básicos de material orgânico dos solos são distinguíveis: fíbrico, hêmico e sáprico (Tabela 1). O material fíbrico é o menos decomposto e com fibras de origem vegetal facilmente identificável. Possui menor densidade do solo e maior teor de água quando saturado. O material hêmico apresenta fibras em estágio de decomposição intermediário, enquanto o material sáprico representa o estágio mais avançado de decomposição. Este material possui menor conteúdo de fibras e deve ter os maiores valores de densidade do solo e menor conteúdo de água à saturação (McKinzie, 1974). Um dos aspectos importantes de se fazer essa distinção é que o material fíbrico possui uma capacidade de reter mais de mil vezes seu volume em água, enquanto o hêmico cerca de trezentas vezes e, o sáprico, ao redor de 200 vezes (Andriese, 1984).

Na avaliação do grau de decomposição do material orgânico pelo teor de fibras, se ele é muito decomposto, as fibras são quase ausentes; por outro lado se é pouco decomposto, a maior parte do volume, excluindo os fragmentos grosseiros, normalmente, consiste em fibras. Para estimar o grau moderado de decomposição, as fibras devem estar bastante preservadas, mas são facilmente quebradas ao serem esfregadas. Por esta razão, o atributo porcentagem de fibras que não se desfazem ao serem esfregadas estima melhor o grau de decomposição (McKinzie, 1974). Assim, para fins de classificação, materiais com <17% de fibras esfregadas são caracterizados como sápricos, valores entre 17 e 40 % de fibras caracterizam o material como hêmico, enquanto valores acima de 75% de fibras esfregadas representam material fíbrico (Tabela 2).

Outra maneira de se expressar o grau de decomposição do material orgânico dos solos é através da determinação do grau de solubilidade do material em pirofosfato de sódio. A determinação é feita através de leitura colorimétrica ou em comparação à carta de cores de

Munsell. Dois índices são obtidos a partir destas determinações: o índice de pirofosfato (IP) e a percentagem de absorvância (PA) (Soil Survey, 2004).

Para facilitar a representação gráfica, o índice de pirofosfato é determinado através da subtração do croma pelo valor, obtidos na página 10 YR da carta de cores de Munsell. Para propósitos taxonômicos, índices de pirofosfato de 5 ou mais indicam material fíbrico, enquanto índice de pirofosfato de 3 ou menos indicam material sáprico (Lynn et al., 1974). Já, através da percentagem de absorvância, obtida através da leitura do extrato em colorímetro, a classificação dos materiais orgânicos pode ser feita da seguinte forma: valores de PA < 40 classificam o material como “peat” e PA > 60 classificam-no “muck”.

Tabela 1. Classificação das turfas pelo grau de humificação segundo von Post⁽¹⁾. A interpretação deve ser feita ao se comprimir entre os dedos o material molhado.

Graus de humosidade	Característica	Cor da água que flui entre os dedos	Fração da turfa que flui entre os dedos	Permanece na mão		CLASSE
				Forma	Estrutura vegetal	
H1	Sem decomposição	Incolor	Não passam sólidos entre os dedos	Não tem aspecto gelatinoso	Estrutura vegetal nitidamente reconhecível	FIBROSA
H2	Muito pouco decomposta	Ligeiramente castanha				
H3	Muito fracamente decomposta	Castanha fraca				
H4	Fracamente decomposta	Muito castanha				
H5	Decomposta	Líquido escuro	Passa pouco	Apresenta aspecto gelatinoso	Ainda pouco reconhecíveis os vegetais	HÊMICA
H6	Bem decomposta		Passa 1/3 do volume		Muito pouco reconhecíveis os vegetais	
H7	Fortemente decomposta		Passa a metade			
H8	Muito fortemente decomposta		Passam 3/5 do volume	Ficam na mão resíduos de fibras, raízes, etc.	SÁPRICA	
H9	Quase totalmente decomposta		Passa quase tudo			
H10	Completamente decomposta	O material flui integralmente entre os dedos	Sobra muito pouco na mão			

⁽¹⁾ Adaptado de Von Post, 1922.

Tabela 2. Classificação do material orgânico do solo⁽¹⁾.

Tipo de material orgânico	Teor de fibras esfregadas (Volume)	Índice de pirofosfato (Valor - croma)
Sáprico	< 1/6	< 3
Hêmico	Intermediário	Intermediário
Fíbrico	> 3/4 e > 2/5 e < 3/4	---- > 5

⁽¹⁾ Adaptado de McKinzie, 1974.

2.3 Subsidiência em Turfas e Organossolos

A decomposição dos materiais orgânicos nas turfas e nos Organossolos em ambientes de várzea é acelerada com a drenagem, em um processo denominado de subsidiência. Sua intensidade depende da natureza do material orgânico, da sua capacidade de adsorção de água, da proporção de material mineral no solo e da profundidade de drenagem. (Andriess, 1984; Conceição, 1989). Todos os solos orgânicos originados de sedimentos turfosos, podem ser afetados pelo processo de subsidiência.

A subsidiência em solos orgânicos em ambiente de várzea e em turfeiras é um processo dinâmico e ocorre por dois fenômenos principais. O primeiro deve-se à remoção da força flutuante pela drenagem que existia quando o solo estava saturado (Figura 2). O peso de uma camada de solo antes da drenagem, quando se encontra em meio saturado, corresponde ao próprio peso do solo decrescido do peso da massa de água que o solo teria deslocado pela sua presença no perfil. Este fenômeno é conceituado no Princípio de Arquimedes e também pode ser resumido como - todo corpo submerso tem seu peso reduzido em quantidade equivalente ao peso da água deslocada pela presença do corpo. Por exemplo, 1,2 toneladas de solo que ocupavam 0,5 metros cúbicos, quando submersa em água pesam na verdade 0,7 toneladas porque deslocou 0,5 metro cúbico de água que pesa aproximadamente 500 kg (Lima, 2008). Com a drenagem perde-se o efeito de flutuabilidade e a turfa é afetada pela consolidação da matéria orgânica sobre seu próprio peso (Armentano & Menges 1986), alterando os parâmetros hidropedológicos como a condutividade hidráulica, densidade, volume de poros e conteúdo de umidade (Ambak & Melling, 2000).

O segundo fenômeno se dá com a drenagem do material com elevado teor de matéria orgânica, antes preservado pelas condições de saturação por água. Ao expor o material orgânico a ambiente rico em oxigênio se inicia outra fase do processo de subsidiência, pela oxidação heterotrófica (Ambak & Melling, 2000; Dradjad et al., 2003) por microrganismos aeróbios (Tate, 1980) (Figura 2). Estes organismos são mais eficientes em utilizar as frações da matéria orgânica para seu metabolismo celular e para a respiração, liberando CO₂ e água, acelerando o processo de subsidiência (Morris et al., 2004). Este fenômeno explica a rápida subsidiência inicial quando áreas turfosas são drenadas (Lima, 2008).

A drenagem do solo e a subsidiência reduzem o volume de poros e também levam a diminuição de volume total. Como observado por Dradjad et al. (2003) e Kennedy & Price (2005), a redução de porosidade relacionada com a hidrologia do solo é maior quanto mais acelerada a mineralização da matéria orgânica, principalmente em materiais fibrosos. Estima-

se que as reduções de volume após a drenagem por encolhimento do material sejam da ordem de 60% (destes 85% são devidos à oxidação) (Eggelsmann, 1976; Schothorst, 1977; Price et al., 2003), e pela secagem irreversível das turfas de 40% (Wösten et al., 1997; Price et al., 2003) (Figura 3).

A decomposição dos solos de turfa leva a perda de massa, mas também leva a formação de estruturas mais estáveis, com material orgânico mais humificado, contribuindo assim para a preservação das turfas, apesar das grandes perdas iniciais (Inubushi et al., 2003). Entre os materiais formados, alguns têm natureza hidrofóbica e, possivelmente, são produtos dos processos de subsidência primária e secundária dos Organossolos quando drenados, de acordo com o exposto por Lima (2008).

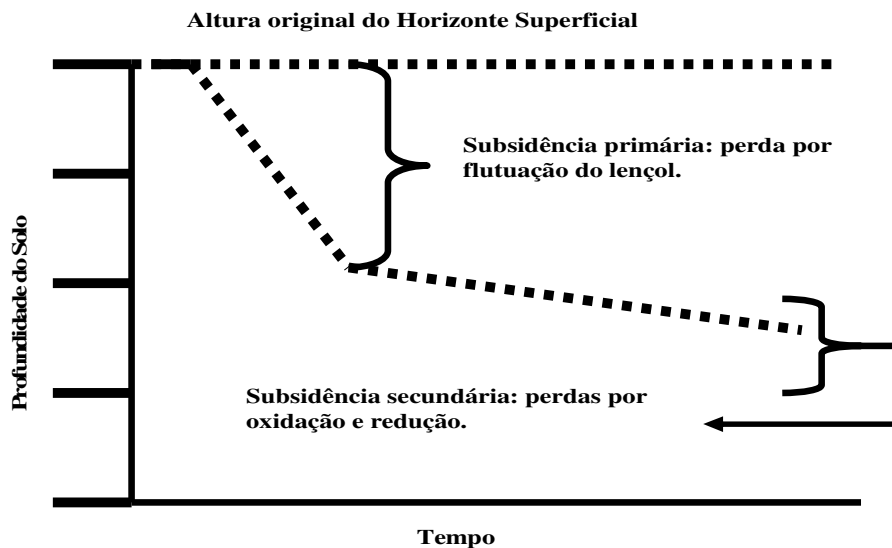


Figura 2: Ilustração dos efeitos hipotéticos da subsidência na redução da profundidade de solo orgânico após a drenagem. A subsidência primária ocorre rapidamente pela perda de água; enquanto a subsidência secundária é mais lenta (Ewing & Vepraskas, 2006).

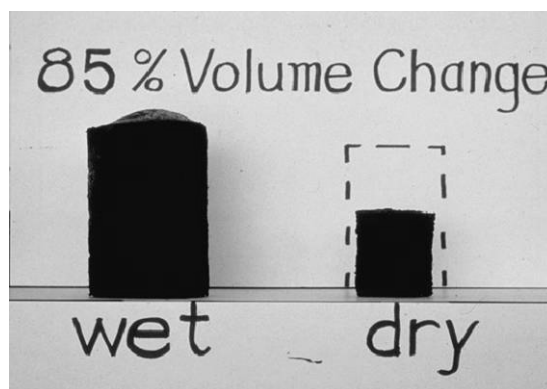


Figura 3: Subsidência do material orgânico pela extração de água e conseqüente contração do material. (http://soils.cals.uidaho.edu/soilorders/histosols_05.htm)

As características sápricas, hêmicas ou fíbricas das turfas geram diferentes taxas de decomposição da matéria orgânica acelerando ou retardando a subsidência (Ambak & Melling, 2000). Nas áreas agrícolas, as taxas de subsidência estão relacionadas à profundidade dos canais de drenagem, aos diferentes tipos de utilização das terras drenadas e a variação do nível do lençol freático ao longo do ano, com consequências na variação das emissões de CO₂ (Wösten & Ritzema, 2001).

É comum ao redor do mundo a drenagem dos solos orgânicos para uso agrícola, o que afeta significativamente a subsidência desses solos (Stephens et al., 1984). Essa subsidência pode ser acelerada se após a colheita forem queimados os restos culturais para o controle de pragas e doenças ou por acréscimo nutricional. Os problemas ambientais associados à subsidência dos solos tanto em pequena quanto em grande escala são enormes. A subsidência dos solos pode aumentar o potencial agrícola das terras, porém elas estão sujeitas aos constantes alagamentos devido à má drenagem na maioria das áreas (Rojstaczer & Deverel, 1995). Numa escala global, a matéria orgânica do solo perdida por oxidação e por combustão, pode contribuir significativamente para o aumento das concentrações de CO₂ na atmosfera (Armentano 1980; Rojstaczer & Deverel 1993; Grønlund et al., 2008). O Delta de San Joaquin-Sacramento há muito tempo é conhecido como uma área afetada pela subsidência (Weir, 1938 apud Rojstaczer & Deverel 1995).

Aumentos na temperatura regional também aceleram as taxas de oxidação microbiana levando a emissão de altas quantidades de CO₂ e ao aumento da subsidência dos solos orgânicos (Glenn et al., 1993; Chow et al., 2006; Grønlund et al., 2008). Foi estimado que a subsidência de cada centímetro de trufa tropical levaria a emissão de 13 toneladas de CO₂ por hectare por ano (Wösten et al., 1997). Em solos orgânicos cultivados na Suécia, Kasimir-Klemdtsson et al. (1997) reportaram perdas de CO₂ de 70t de CO₂ por hectare ano⁻¹. Embora este valor seja particularmente elevado, outros estudos têm relatado taxas menores como as perdas de 22t de CO₂ por hectare ano⁻¹ (Grønlund et al., 2006). Ou ainda, as taxas obtidas por Maljanen et al. (2001), que relatam perdas de 15 a 27t de CO₂ por hectare ano⁻¹ em solos orgânicos na Finlândia.

A temperatura do sistema exerce forte influência nas taxas de decomposição da matéria orgânica no solo, assim como na produção de massa vegetal e no tipo de vegetação que se desenvolverá nas áreas com Organossolos, dessa maneira influenciando na dinâmica de carbono do solo (Saarnio & Silvola, 1999; Hilbert et al., 2000). Ambientes tropicais úmidos apresentam elevadas taxas de decomposição e mineralização da matéria orgânica, também um grande desenvolvimento de massa vegetal em todo o ano. Ambientes mais frios favorecem

mais o desenvolvimento vegetal, quando comparado ao dos microorganismos, favorecendo dessa maneira o acúmulo de material vegetal (Valladares, 2003; Pereira et al., 2005). O que leva a diferentes taxas de subsidência e diferentes variáveis na hora de se calcular a subsidência dos solos de turfa.

2.3.1. Taxas de subsidência

Estudos sobre a subsidência dos solos orgânicos mostram que as taxas de subsidência primária e secundária estão relacionadas, no que se refere ao material orgânico depositado, ao ambiente de deposição (Tabela 3), a espessura e a composição da turfa (Nieveen et al., 2005). No solo, a subsidência depende da espessura original, da profundidade do lençol freático (Stephens, 1956), do conteúdo de material mineral (Slusher et al., 1974), da temperatura, precipitação, e as práticas de manejo (Shih et al., 1998).

Para medir a taxa de subsidência o ideal é ter como ponto de referência uma medição de agrimensura antes e após a drenagem (Stephens, 1956; Millete, 1976; Shih et al., 1998), para se quantificar de forma eficiente a variação de espessura do solo (Ewing & Vepraskas, 2006). Na Inglaterra, foi monitorada a subsidência de uma área com Organossolo em Holme Marsh Hunts, instalando, em 1840, um poste a 6,6m de profundidade, na zona de contato entre o material orgânico e o substrato mineral. Em 1932, o processo de subsidência havia resultado em perda de 3,25m de solo. Embora, após 19 anos, a perda adicional de solo foi de apenas 0,23m, mostrando que a taxa de subsidência no segundo período foi menor do que no primeiro período. A diminuição na taxa de subsidência no decorrer do tempo também foi relatada em Organossolo de Minnesota, EUA, como apresenta Conceição (1989) em sua revisão. Ainda, segundo Andriess (1984), a subsidência é muito mais rápida nos primeiros anos tendendo a haver um equilíbrio no decorrer do tempo, diminuindo a sua velocidade.

Tabela 3: Variação das taxas de subsidência de algumas turfás em função do ambiente de formação.

Região	Taxa	Autor
Boreais	0,2 – 0,6 cm ano ⁻¹	Minkkinen (1999)
Boreais	1,7 cm ano ⁻¹	Minkkinen (1999)
Holanda	3,1 cm ano ⁻¹	Schothorst (1976, 1977)
Inglaterra	2-4 cm ano ⁻¹	Hutchinson, 1980, & French & Pryor, 1993
Everglades USA	2.5 cm ano ⁻¹	Stephens et al., 1984
Nova Zelândia	3.4cm ano ⁻¹	Schipper & McLeod (2002)

Para as regiões boreais, Minkkinen (1999) relatou taxas de subsidência para turfás rasas drenadas há muito tempo entre 10 e 30cm durante 50-60 anos, com média de 0,2-0,6cm

ano⁻¹, e entre 0 e 25cm por 15-25 anos, com média de 0-1,7 cm ano⁻¹, para turfas sápricas drenadas. Schothorst (1977) relatou taxas de subsidência de até 4m após 130 anos, com média de 3,1cm no⁻¹, para turfas drenadas na Holanda. As taxas médias de subsidência de 2-4 cm ano⁻¹ durante os últimos 100 anos foram encontradas na Inglaterra (Hutchinson, 1980; French & Pryor, 1993), e de 2,5 cm ano⁻¹ durante os últimos 70 anos nos Everglades na Florida (Stephens et al., 1984) (Figura 3). Na região de Waikato na Nova Zelândia, Schipper & McLeod (2002) encontraram taxa média de subsidência de 3,4cm ano⁻¹ durante 40 anos em área de pastagem.

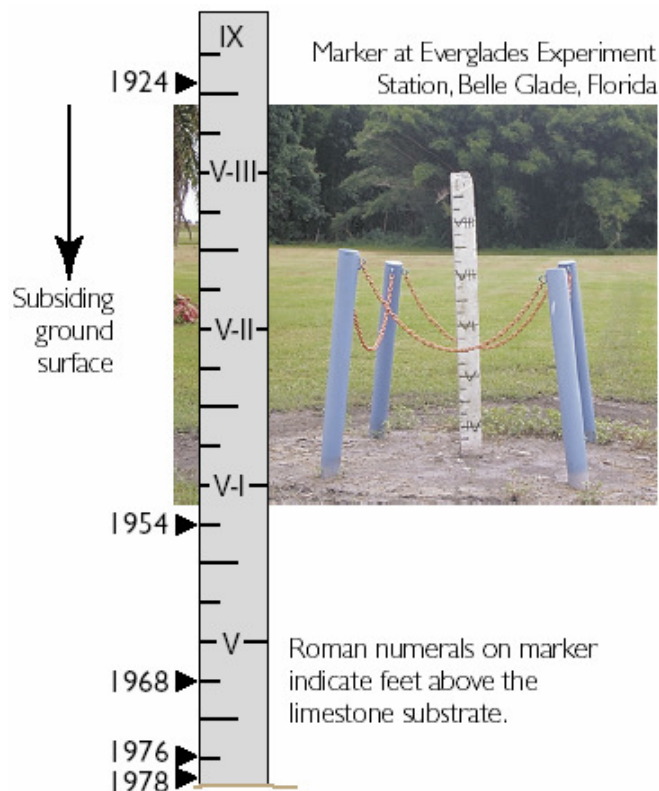


Figura 3: Marco de medida de subsidência da estação experimental dos Everglades na Florida – USA. (Gallowey et al., 1999)

As taxas de subsidência encontradas por Rojstaczer & Deverel (1995) e Deverel & Rojstaczer (1996), estudando a subsidência em solos da Califórnia, que são de 0,46 a 10,6 cm ano⁻¹, estão entre as mais altas do mundo (Stephens et al., 1984). Outros dados indicam que a oxidação microbiana nos solos orgânicos próximos a área experimental dos Everglades é de 1,4 cm ano⁻¹ (Shih et al., 1998). Estes valores estão bem abaixo dos reportados por Stephens and Johnson (1951), que mediram taxa de subsidência 2,50 cm ano⁻¹. Todavia, estudos anteriores mostram que variações nas taxas de subsidência dos solos orgânicos dos

Everglades e na oxidação da matéria orgânica estão relacionadas aos métodos utilizados para sua determinação (Knipling et al., 1970; Tate 1980).

Porém, não se pode atribuir a subsidência apenas a uma causa, estando envolvidos os processos de respiração microbiana, compactação e contração (Nieveen et al., 2005). Egglemann (1976) observou que com a progressão do tempo após a drenagem, a subsidência era cada vez mais devida à respiração. Stephens & Speir (1969) estimaram para a área experimental dos Everglades uma taxa de respiração de 75%. Na Nova Zelândia, Schipper & McLeod (2002) atribuíram 37% da subsidência à respiração nos primeiros 40 anos.

Glenn et al. (1993) calcularam que somente 10% da subsidência seriam atribuídas à respiração em turfas drenadas do Canadá. Medições feitas por Dirks et al. (2000) sugerem uma menor contribuição da respiração para a subsidência de turfas sob pastagens intensivamente manejadas na Holanda. Essas diferenças nas taxas de respiração, muito provavelmente, são devidas a variações na estrutura das turfas, relação C:N, profundidade de drenagem, clima e diferentes práticas de cultivo (Kasimir-Klemedtsson et al., 1997), ou diferenças químicas na estrutura das plantas de formação das turfas (Kuder et al., 1998).

2.3.2. A subsidência e o manejo de solos orgânicos

Os depósitos de material orgânico em condições de anaerobiose constituem os materiais de origem para a maior parte dos Organossolos. Estes solos ocorrem em áreas saturadas na maior parte do ano, o que mantém as condições de anaerobiose que inibem a atividade dos microorganismos aeróbicos e retardam a decomposição da matéria orgânica (Everett, 1983; Tate 1980). Nestes ambientes, com a drenagem natural ou artificial, a taxa de decomposição da matéria orgânica aumenta até o ponto em que ela excede a taxa de acúmulo de material orgânico (Snyder, 2004). Nesta fase, a humificação é o processo envolvido na transformação dos materiais orgânicos que leva a formação do húmus (Brady, 1989; Brady & Weils, 1999), fração esta de maior resiliência quando comparada com as outras frações da matéria orgânica.

Em condições que desfavoreçam a humificação, os solos são pouco transformados. A falta de oxigênio foi o fator mais importante para a formação de Organossolos com baixo grau de humificação na área experimental dos Everglades. Por causa disso Zelazny & Carlisle (1974) estabeleceram o princípio de que os solos orgânicos devem se tornar oxidados numa escala mais lenta para que o material se torne mais humificado, diminuindo a taxa de subsidência pelo processo de oxidação. Além do acúmulo de material mineral, tal teoria poderia explicar a reduzida escala de subsidência dos solos da área experimental dos

Everglades, entretanto, os dados são insuficientes para suportar firmemente a teoria (Snyder, 2004).

A subsidência secundária é bem caracterizada devido à oxidação do carbono. A origem bioquímica da subsidência em solos orgânicos foi estabelecida a partir 1930 nos trabalhos do laboratório de turfa da Florida. Nestes estudos foi também estabelecido que as perdas de solo seco estavam relacionadas ao aumento das emissões de dióxido de carbono (Waksman & Stevens, 1929); Waksman & Purvis, 1932). Estes trabalhos também citam escalas de temperatura e umidades ideais para favorecer a decomposição microbiana. Estudos mais avançados mostraram que a oxidação da matéria orgânica era o processo predominante na subsidência de Organossolos. Nos Everglades da Florida, foram comparadas uma área de campo de gramíneas e outra residencial, onde os mecanismos de erosão, compactação e as queimadas são mínimos ou ausentes. O uso da área para agricultura acelerou o processo de subsidência (Stephens et al., 1984). Acredita-se que a perda de carbono do solo pela oxidação, somente pode ser impedida pela restauração completa do sistema, as suas condições originais de anaerobiose, ou pelo termino do consumo total de carbono (Wösten et al., 1997).

Devemos ressaltar que a matéria orgânica dos solos de turfa é decomposta naturalmente, com taxas de decomposição anaeróbias muito baixas em ambientes saturados, mas são continuamente decompostas. A drenagem de solos orgânicos apenas acelera o processo pela decomposição aeróbia do material ali depositado (Inubushi & Hadi, 2000). As taxas naturais estimadas de acúmulo de matéria orgânica em Organossolos estão na ordem de alguns centímetros por 100 anos, enquanto as taxas de perda de carbono dos solos orgânicos drenados podem ser 100 vezes maiores, até alguns centímetros por ano em casos extremos. Assim, os depósitos que levaram milhares de anos para se acumularem podem desaparecer na escala de tempo da atividade humana (Stephens et al., 1984).

O manejo dos Organossolos é bastante complexo, a partir do momento em que a drenagem favorece a entrada de oxigênio no sistema, começam a haver modificações nas suas características físicas, químicas e biológicas. Com a drenagem artificial dos Organossolos para o cultivo agrícola, ocorre rápida oxidação da matéria orgânica com diminuição de volume e gradativo aumento da densidade do solo e das partículas, modificando suas características originais (Mendonça, 1999).

Na Indonésia foram feitos estudos para minimizar os efeitos da subsidência dos solos de turfa. A melhor maneira sugerida pelos estudos para evitar as perdas de C foi inundar novamente às áreas drenadas e trabalhar com agricultura aquática com plantas tolerantes a água e de importância econômica como: castanha d'água (*Eleocharis tuberosa*), espinafre

chinês (*Amaranthus hybridus*), espinafre d'água (*Ipomoea aquatica*), agrião da água dentre outras (Ambak & Melling, 2000).

Uma forma de se diminuir a subsidência dos solos orgânicos é adotar técnicas que minimizem as perdas de carbono e a contração do material, tais como o controle dos níveis de água no solo e a manutenção constante de resíduos provenientes da colheita em níveis de deposição superiores aos níveis de decomposição da turfa (Ambak & Melling, 2000).

Os problemas causados pela subsidência podem diminuir o tempo de uso dos Organossolos e também a eficiência dos sistemas de drenagem. Andriessse (1984) chama atenção para a desidratação irreversível e formação de compostos hidrofóbicos nestes solos. Dependendo da profundidade de drenagem, os raios solares podem promover intensa dessecação do material, favorecendo a formação de grumos que não se reidratam, suprimindo características físicas e hídricas favoráveis dos solos ricos em matéria orgânica, com redução de seu potencial de uso agrícola.

A turfa quando excessivamente drenada tem o seu reumedecimento dificultado pela repelência de alguns compostos orgânicos à água. O processo de reumedecimento foi estudado por Espindula Junior (2005), que encontrou em todas as amostras grau de repelência à água muito severo. Assim, estes solos não se molham facilmente pela água da chuva ou de irrigação. Esse fenômeno é comum em solos orgânicos drenados e expostos ao sol por muito tempo. Quando se tenta re-hidratar, observa-se muitas vezes, o desprendimento de partes do material do solo na forma de placas, que podem ser observadas flutuando nos canais de drenagem (Pérez et al., 1998).

Essa repelência do solo à água seria causada pelo recobrimento das partículas do solo por substâncias orgânicas hidrofóbicas, embora isto não signifique que o grau de repelência esteja relacionado com o teor de matéria orgânica, uma vez que Wallis et al. (1993) citam uma série de trabalhos em que o maior grau de repelência à água ocorre em solos com menores teores de carbono orgânico. Assim, se conclui que o caráter hidrofóbico está relacionado com a qualidade, e não com a quantidade das substâncias orgânicas com ação de repelência à água (Pérez et al., 1998).

Várias podem ser as origens das substâncias orgânicas responsáveis pela repelência. A vegetação local, em função da sua composição química, pode contribuir com compostos orgânicos hidrofóbicos, via deposição ou por decomposição, que, recobrando as partículas do solo, criam o caráter de repelência à água (Roberts & Carbon, 1972; McGhie & Posner, 1980). Neste sentido, os microrganismos também exercem um papel importante (Bond, 1969; Adhikari & Chakrabarti, 1976), já que são os principais decompositores da matéria orgânica

do solo. Além disso, alguns fungos possuem micélios, cuja superfície é recoberta por substâncias hidrofóbicas (Wallis & Horne, 1992).

O aquecimento do solo, através de incêndios, muito comum em turfas drenadas, é outro fator importante na geração do caráter de repelência à água, principalmente por meio do mecanismo de volatilização, migração no solo e condensação de substâncias orgânicas hidrofóbicas (Debano et al., 1970; School, 1975). Alguns autores também reconhecem a influencia inversa de valores de pH elevados, particularmente acima de 6,5, na diminuição da repelência à água de alguns solos (Roberts & Carbon, 1972; Adhikari & Chakrabarti, 1976). Em tais valores de pH poderia haver a solubilização dos ácidos húmicos, um dos prováveis compostos responsáveis pela repelência à água (Adhikari & Chakrabarti, 1976).

Normalmente, o caráter hidrofóbico trás aspectos negativos com respeito ao uso e manejo do solo. Wander (1949) e Bond (1968) encontraram que o efeito primário da repelência foi a redução da taxa de infiltração da água no solo. Com isso, a quantidade de água disponível foi diminuída, afetando a germinação de sementes e o crescimento vegetal (Bond, 1968; Bond, 1972).

Em princípio, a turfa drenada seria um excelente solo para a agricultura devido a sua excelente quantidade de poros, com abundancia de oxigênio na zona de desenvolvimento radicular, acima da zona de saturação de água. Entretanto devido a características negativas inerentes tais como elevada acidez, baixa saturação por bases, em alguns casos pobreza de macro e micro nutrientes, as áreas de Organossolos são consideradas como terras marginais. Porém, com praticas de gestão sustentável podem se tornar altamente produtivas para a agricultura (Ambak & Melling, 2000), além de sua importância para preservação de aquíferos.

A drenagem artificial, além da subsidência, pode causar danos ainda maiores em solos orgânicos com características de tiomorfismo (Embrapa, 2006). Esses solos geralmente ocorrem em regiões litorâneas, que recebem influência marinha, e dessa maneira em ambiente de hidromorfismo e redução o enxofre se acumula no solo na forma de sulfeto, estando o pH em condições naturais próximo da neutralidade. Com a drenagem artificial os solos ficam em ambiente de maior oxidação e o sulfeto se transforma em sulfato, ocorrendo à formação de ácido sulfúrico, onde o pH pode se tornar inferior a 3,5, podendo se aproximar de 2,0 (Oliveira et al., 1992). O que prejudica profundamente a nutrição mineral dos vegetais, podendo levar até mesmo a morte das plantas e, caso não chegue a esse extremo, a agricultura fica praticamente inviável (Valladares, 2003). Lepsch et al. (1990) alertam que os Organossolos com tiomorfismo em camadas subsuperficiais, em um primeiro momento poderão não se comportar de maneira prejudicial à agricultura. Porém, com o processo de

subsidência as camadas aráveis se tornarão menos espessas e à medida que o sistema radicular das plantas cultivadas começa a ter contato com a elevada acidez e poderá haver queda da produtividade.

O uso do fogo para limpeza de áreas florestadas que foram desmatadas para uso agrícola, como relatado na Indonésia e também comum no Brasil, não é recomendado. Porém, alguns autores destacam que as áreas de turfa alagadas e florestadas, quando desmatadas para uso agrícola, deixam uma espessa camada de restos vegetais de lenta decomposição a curto prazo, de materiais lenhosos, onde o uso do fogo é uma opção devido ao impedimento da entrada de máquinas (MD Sharif et al., 1986). Nestes sistemas, após a limpeza da área o uso do fogo deve ser evitado para que não se degrade a turfa por meios físicos, como a queimada e a perda por erosão eólica (Ambak & Melling, 2000).

Nas turfas da Indonésia a prática frequente da queimada eleva o pH do solo de 5,5 a 7, com liberação de nutrientes, o que é visto como favorável para o agricultor. Entretanto, estas práticas não devem ser incentivadas, segundo MD Sharif et al. (1986), pois as perdas são muito maiores. Se cultivadas, os restos vegetais devem permanecer sobre a superfície da turfa, como fonte de material orgânico e para diminuir a subsidência. Por outro lado, práticas de manejo agrícola visando elevação do pH pela adição de Ca^{2+} aceleram os processos de subsidência (Morris & Gilbert, 2005).

Os solos orgânicos da Flórida, Estados Unidos, são ricos em matéria orgânica e nitrogênio e pobres em fósforo. No entanto, pela maior disponibilidade do P nestes solos, Wright & Reddy (2001) e Childers et al. (2003) observaram em experimento de longo prazo com fertilização de P e monitoramento da subsidência em área de cana-de-açúcar, na área experimental dos Everglades, que a aplicação de doses de P ($15 - 150 \text{ kg P ha ano}^{-1}$) levou a contaminação dos canais de drenagem, deteriorando a qualidade da água e do ambiente. Outros estudos nesta mesma área mostram que o uso de práticas conservacionistas, sem revolvimento do solo, reduziu a decomposição da matéria orgânica e as taxas de emissão de CO_2 , com menor subsidência do solo (Morris et al., 2004). Resultados semelhantes forma observados por Gesch et al. (2007), estudando os Everglades da Flórida com cultivo de cana de açúcar.

Já em turfas ácidas, a precipitação do fósforo associado a compostos de ferro e alumínio é considerado o primeiro mecanismo de retenção de P (Castillo & Wright, 2008). Por outro lado, os óxidos de Fe têm maior capacidade de reter P, a subsidência leva a maior exposição do material mineral, com maior atividade dos óxidos de Fe e Al e a decomposição da matéria orgânica (Graham et al., 2005).

Já, segundo Brady (1989), a compactação por pisoteio de animais ou por tráfego de máquinas, apesar de favorecer a subsidência do solo, pode ser benéfica, pois aumenta a capilaridade, e conseqüentemente a umidade do solo, diminuindo o processo de oxidação, como também a perda de material através da erosão eólica.

Conceição (1989); Hilbert et al. (2000); Mitchell et al. (2002); Valladares (2003); Pereira et al. (2005), alertam para a importância da altura do lençol freático na regulação das taxas de subsidência e de acumulação de matéria orgânica nos Organossolos, essa característica influencia as espécies vegetais que se desenvolvem sobre o solo e na produção de massa vegetal que será gerada. Hilbert et al. (2000) destacam a falta de linearidade dessa característica com a produção de massa vegetal, pois excesso de água, lençol freático muito elevado, pode causar a diminuição na produção vegetal, assim como o lençol freático muito baixo, pela excessiva secagem do solo. A drenagem excessiva do solo aumenta sua subsidência e a decomposição da matéria orgânica por ação da oxidação, e de maneira inversa, por anaerobiose a saturação por água reduz a decomposição acumulando material orgânico no solo. A altura do lençol freático pode ser influenciada pelo clima, pela hidrologia local ou pela ação do homem, no caso de drenagem artificial.

Vários autores afirmam que a oxidação acompanhada da decomposição do material orgânico é o principal fator da subsidência dos Organossolos, após a drenagem excessiva, e que para reduzir o problema deve-se manter o lençol freático a uma profundidade mínima, para o desenvolvimento radicular e que garanta a produção. Segundo Hilbert et al. (2000) e Souza Júnior et al. (2001), este valor seria em torno de 30cm de profundidade. Já, Schouwenaars (1988) e Wösten et al. (2008), estudando diferentes níveis de lençol para manutenção e restauração do *sphagnum* de turfas agrícolas drenadas, sugeriram manter o nível de água a 0,40 m da superfície e a umidade do solo de 50%.

Outra abordagem é apresentada por Limin et al. (2000), que recomenda que o uso das turfas para o cultivo agrícola deve ser interrompido devido à rápida degradação ambiental. Este autor sugere que turfas com mais de 50 cm e material mineral arenoso, assim como turfas de mais de 100 cm e material mineral argiloso devem ser preservadas e, caso sejam usadas, somente com espécies arbóreas.

O perfil de um Organossolo formado em condições de hidromorfismo pode apresentar uma camada de oxidação (Z_0), onde não há lençol freático e uma camada de redução (H- Z_0), onde há lençol freático. Porém, muitos Organossolos estão em condição de constante inundação, sendo a camada Z_0 nula (Hilbert et al., 2000). O autor não levou em consideração perfis que foram excessivamente drenados, e que não apresentam mais a camada H- Z_0 , ou

aqueles de boa drenagem, os Organossolos Fólicos, que não apresentam o lençol freático aflorando no perfil Valladares (2003) e Pereira et al. (2005).

Dessa maneira as taxas de decomposição da matéria orgânica e também as de acúmulo devem ser consideradas de modo diferenciado nas diferentes camadas Z_0 e $H-Z_0$. No modelo ainda deve-se considerar que a taxa de decomposição tem correlação negativa com a precipitação pluviométrica. Alguns modelos consideram o lençol freático constante, porém um modelo mais realístico deve considerar a variação do lençol freático, fazendo inferência com o regime hídrico e com a precipitação do ambiente (Hilbert et al., 2000).

2.3.3. Medições das taxas de subsidência

A temperatura do sistema exerce forte influência nas taxas de decomposição da matéria orgânica no solo, assim como na produção de massa vegetal e no tipo de vegetação que se desenvolverá nas áreas com Organossolos, dessa maneira influenciando na dinâmica de carbono do solo (Saarnio & Silvola, 1999; Hilbert et al., 2000). Ambientes tropicais úmidos apresentam elevadas taxas de decomposição e mineralização da matéria orgânica, também um grande desenvolvimento de massa vegetal em todo o ano. Ambientes mais frios favorecem mais o desenvolvimento vegetal, quando comparado ao dos microorganismos, favorecendo dessa maneira o acúmulo de material vegetal (Valladares, 2003; Pereira et al., 2005). O que leva as diferentes taxas de subsidência e diferentes variáveis no cálculo da subsidência dos solos de turfa.

Grønlund et al. (2008) compararam três metodologias diferentes para o cálculo de subsidência através da perda de carbono em solos cultivados na Noruega, a saber: (1) avaliação das taxas de subsidência a longo prazo (Kasimir-Klemedtsson et al., 1997); (2) mudanças no conteúdo de cinzas e de material mineral; e (3) medidas do efluxo de CO_2 . O primeiro e o terceiro método tem limitantes pela natureza dos fenômenos observados, já que a subsidência de solos orgânicos drenados e cultivados varia com a combinação dos efeitos de consolidação e perdas pela mineralização da matéria orgânica (Armentano & Menges, 1986).

Em teoria as perdas de carbono dos solos de turfa podem ser avaliadas pelas medidas da profundidade inicial e final da turfa, e pelas variações no teor de carbono e no valor da densidade do solo.

Para as perdas por subsidência, Grønlund et al. (2008) concluíram que as perdas de C foram maiores nos anos iniciais logo após a drenagem, nos períodos entre 1951 e 1966 e de 1976 a 1883 (Figura 4), e que o material orgânico tende a se estabilizar com o tempo. Nos períodos de 1966-1976 e 1983-2004 as perdas por subsidência se tornaram relativamente

constantes é podem ser usadas como estimativas das perdas diretas de material por subsidência com a consolidação do material (Armentano & Menges 1986). Porém, as medidas de subsidência não são fáceis uma vez que é necessário o histórico detalhado de uso das áreas.

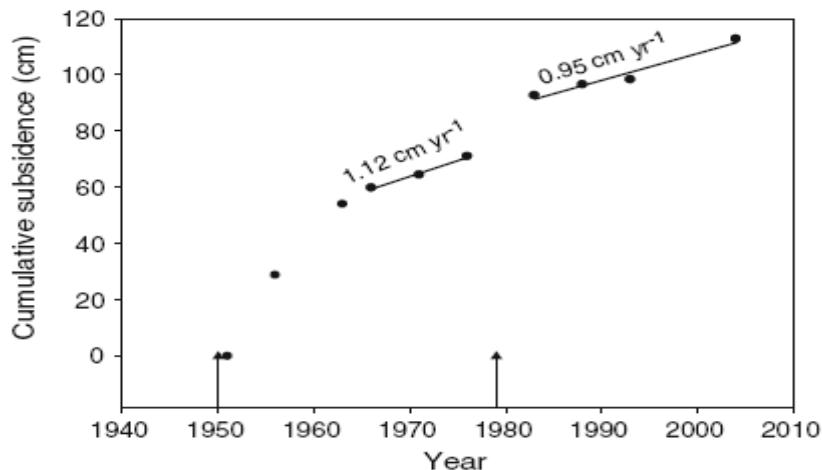


Figura 4: Solo orgânico na Noruega drenado na primeira vez em 1950 e na segunda vez em 1980. Fonte: Grønlund et al. (2008).

A estimativa da subsidência a partir do conteúdo de material mineral é mais fácil e de menor custo não necessitando do histórico da área. Porém, os valores podem ser superestimados, por dois motivos: (1) os solos de turfa não são homogêneos e o conteúdo de material mineral aumenta em profundidade, levando as determinações errôneas pelas práticas de preparo do solo, que homogênisam as camadas ou as próprias perdas causadas pela aração do solo; e (2) em um segundo momento, a superestimação dos valores pode estar associada a calagem e a adição de material mineral não coloidal, como areia, que é aplicada nos solos de turfa na Noruega para aumentar a capacidade de suporte do solo (Grønlund et al., 2008).

O terceiro método testado por Grønlund et al. (2008) para medir as perdas por subsidência foi o das perdas por emissão de CO₂. Esta metodologia resultou nas menores taxas de perdas de C. O autor comenta que a sub estimativa da subsidência por este método está relacionada ao fato de que a emissão de CO₂ não é constante ao longo dos anos e que está intimamente associada a mudanças locais no clima, o que afeta significativamente a medição deste gás, além do fato que pode haver redução na emissão de CO₂ e aumento da emissão tanto de CH₄ como de N₂O. A estimativa da subsidência pelo método da emissão de gases é a mais onerosa e de difícil reprodutibilidade pela grande variabilidade dos dados.

2.4 Alterações dos Organossolos pelo Manejo Agrícola e Dinâmica Global de Carbono

As alterações no ambiente de formação dos Organossolos para uso agrícola, como o rebaixamento do lençol freático, produzem mudanças significativas nas suas características

morfológicas, físicas e químicas e, conseqüentemente, no seu potencial (Kampf & Schneider, 1989). As propriedades do material orgânico (composição botânica de origem, estratificação, grau de decomposição, densidade, teor de fibras, etc.) que deu origem a estes solos, a mistura de materiais minerais e o ambiente de deposição determinam os requerimentos de manejo e potencial de uso dos Organossolos (Driessen, 2001).

A matéria orgânica, em maior quantidade nos Organossolos, conserva o solo contra os processos de erosão devido à elevada capacidade de retenção de água (até vinte vezes ou mais a sua massa) e agrega as partículas de solo ao combinar-se com as partículas de argila. A MOS aumenta a fertilidade ao liberar pela sua decomposição nutrientes importantes para o desenvolvimento vegetal como NH_4^+ , NO_3^- , PO_4^{3-} e SO_4^{2-} resultantes de sua formação (Schnitzer & Skinner, 1968).

Porém, a aeração da turfa, pela sua drenagem para fins agrícolas, acelera a velocidade de decomposição biológica (mineralização) da matéria orgânica. Com a consolidação do material, ocorre a redução de volume e perda de massa por mineralização, cuja taxa aumenta com o uso da calagem e/ou adubação mineral. Em algumas áreas tropicais, onde a floresta foi retirada para a introdução de sistemas de horticultura, com intenso uso de calcáreo e fertilizantes, foram observados valores tão altos quanto 10 cm.ano^{-1} de redução de espessura da turfa (Andriesse, 1988).

Stephens & Speir, (1969), afirmam que o controle eficiente da água é o principal fator para o desenvolvimento agrícola dos Organossolos, pois o manejo inadequado da lâmina d'água leva a perdas da produção, seja por inundação ou por seca. Ademais, a drenagem excessiva pode acentuar o processo de subsidência, com a diminuição rápida do volume de material orgânico, seja por contração, compactação, mineralização, combustão ou erosão eólica. A oxidação acompanhada da decomposição do material orgânico pode ser considerada o principal fator da subsidência dos Organossolos (Stephens, 1956).

A diminuição no teor de matéria orgânica nos solos cultivados se dá pela redução da entrada no sistema de restos vegetais e pelo aumento da aeração, favorecendo a atividade microbiana, o que é evidenciado pelo aumento temporário na taxa de respiração. Esses efeitos são ainda mais intensos em Organossolos hidromórficos, os quais, pela drenagem artificial, podem perder quantidades apreciáveis de material orgânico (Stevenson, 1994). Kalbitz & Geyer (2002), trabalhando com solos de turfa da região nordeste da Alemanha, encontraram redução para 10 e 50% do C orgânico total original de solos cultivados por 50 e 200 anos, em comparação com solos de turfa praticamente inalterados. Os autores verificaram que o uso

agrícola aumentou o grau de humificação da fração ácido fúlvico dissolvida na fase líquida do solo, com correlação positiva do teor de C orgânico total com o C orgânico dissolvido.

O equilíbrio global do carbono em Pg (1 Pg = 10^{15} g) na biosfera depende de três reservatórios principais: os oceanos (38.000 Pg), a atmosfera (750 Pg) e o sistema terrestre (6.050 Pg); sendo que o C nos solos representa 3,3% do C total do planeta, contra 1,2% da biomassa vegetal e 1,7% da atmosfera (Gorham, 1991).

Mudanças da cobertura do solo e aplicação de fertilizantes estão entre os fatores relacionados à agricultura que possuem maior influência nos níveis de CO₂ atmosférico e no efeito estufa (Ajwa e Tabatabai, 1994). Dados mostrados em Hayes & Clapp (2001) indicam que o C seqüestrado na matéria orgânica do solo (MOS) corresponde ao triplo de todo o C acumulado na matéria orgânica viva da terra. E que a emissão de C para a atmosfera pelo solo corresponde a 10 vezes o C emitido pelo uso dos combustíveis fósseis.

Para entender a importância da conservação das turfas nos estudos e modelos sobre as mudanças climáticas globais, é necessário considerar a estimativa de que os depósitos turfáceos contêm cerca de 450 Pg de C, o que representa aproximadamente 30% de todo o C terrestre contido na biomassa, mesmo cobrindo somente 3% da superfície do planeta (Gorham, 1991). A maioria das áreas com solos de turfa localiza-se no hemisfério norte do planeta (Garcia, 1996; FAO, 2004). Segundo Hilbert et al. (2000), a compreensão da dinâmica dos depósitos turfáceos é necessária para prever os efeitos da variação climática e das mudanças dos estoques de carbono, como também o conhecimento dos efeitos das ações antrópicas, como a drenagem e a extração comercial da turfa, sobre este reservatório de C.

Segundo Pereira et al. (2005), ao se considerar o efeito do aumento da temperatura do planeta causado pelos gases de efeito estufa, como CO₂, CH₄, CO, N₂O e NO_x (IPCC, 1996, 2001a, 2001b), não se pode esquecer da importância da matéria orgânica do solo, pela emissão principalmente de CO₂ e de metano nos ambientes hidromórficos.

Conceitualmente, existem dois pontos de vista e modelos sobre a dinâmica dos depósitos turfáceos (Hilbert et al., 2000; Pereira et al. 2005): (i) controle externo por fatores como o clima e a hidrologia da bacia local, conhecido como modelo alogênico; e (ii) controle por fatores internos, modelo autogênico. Segundo os autores, os modelos matemáticos de dinâmica de carbono prevêm somente o autogênico. Modelos muito grandes que consideram efeitos alogênicos e autogênicos, simultaneamente, não são eficientes matematicamente.

A temperatura do sistema exerce forte influência nas taxas de decomposição da matéria orgânica no solo, assim como na produção de massa vegetal e no tipo de vegetação que se desenvolverá nas áreas com Organossolos, influenciando na dinâmica de carbono do

solo (Garcia, 1996; Saarnio & Silvola, 1999; Hilbert et al., 2000). Ambientes tropicais úmidos apresentam elevadas taxas de decomposição e mineralização da matéria orgânica, também um grande desenvolvimento de massa vegetal em todo o ano. Ambientes mais frios favorecem mais o desenvolvimento vegetal, que a atividade dos microorganismos, favorecendo dessa maneira o acúmulo de material vegetal (Pereira et al., 2005).

Ambientes com intenso grau de oxidação favorecem a emissão de carbono na forma de CO₂, aumentando o efeito estufa. Nos ambientes saturados por água, de redução, apesar de favorecerem o acúmulo de matéria orgânica, nestes também ocorre à formação de outro importante gás, o metano (CH₄), que contribuirá para o aumento de efeito estufa (Willison et al., 1998; Mäkilä et al., 2001). Segundo Silvola et al. (1996), Alm (1997) e Mitchell et al. (2002), a decomposição de raízes e seus exsudatos é a maior fonte de CO₂ e 10 a 40% desse CO₂ vem da respiração das raízes. As emissões de metano são afetadas por três processos: produção de metano, oxidação e transporte do gás para a atmosfera (Pereira et al., 2005).

Fatores hidrológicos, topográficos e edáficos controlam o acúmulo de carbono em turfeiras localizadas na região de Pudasjärvi, norte da Finlândia, mais especificamente pelo balanço hídrico, o teor de nutrientes, a permeabilidade, o grau de humificação do material orgânico e o tipo e ecologia da vegetação (Mäkilä et al., 2001; Pereira et al., 2005). Embora, segundo Willison et al. (1998), com a drenagem artificial dos Organossolos e a adição de fertilizantes nitrogenados ocorra redução nas taxas de emissão de metano. Em Histossols da Suécia, Sundh et al. (1995, 2000) verificaram que áreas artificialmente drenadas não tiveram redução significativa nas taxas de redução de metano. Quando a vegetação nativa que cobria as turfeiras foi retirada, essas taxas foram reduzidas, ocorrendo também, aumento na emissão de CO₂ e na mineralização da material orgânico desses solos.

Segundo Pereira et al. (2005), o uso agrícola dos Organossolos promove grandes perdas de carbono no solo, devido à drenagem artificial e a práticas mais intensas de manejo (calagem e preparo do solo). As perdas de C nas regiões boreais estão na ordem de 0,4 - 2,2 t.ha⁻¹ano⁻¹ (Finlândia e Rússia), nas regiões temperadas as perdas são da ordem de 7,9 - 11,3 t.ha⁻¹ano⁻¹ (Oeste dos EUA, Centro e Leste da Europa, China e Japão) e nas regiões tropicais 21,9 t.ha⁻¹ano⁻¹ (Flórida e Califórnia). As perdas em áreas usadas como pastagens são entre 15 e 20% menores dos que as verificadas em solos cultivados (IPCC, 1996).

2.5 Substâncias Húmicas e Características de Compostos Orgânicos em Solos Turfosos

A matéria orgânica nos depósitos de turfa e nos solos consiste de mistura de vários produtos em diferentes estágios de decomposição, sendo resultantes da degradação biológica

de resíduos vegetais e animais e da atividade microbiana (Figura 5). A matéria orgânica do solo (MOS) tem sido subdividida em húmus ou substâncias húmicas (SH) e substâncias não húmicas. O termo substância húmica refere-se a uma categoria de materiais de ocorrência natural, que podem ser encontrados em todos os sistemas terrestres e aquáticos, constituindo uma das mais abundantes formas da matéria orgânica na superfície da terra (MacCarthy, 2001).

Por outro lado, Aiken et al. (1985), definem substâncias húmicas como material de ocorrência natural, biogênico, composto de substâncias orgânicas heterogêneas que geralmente se caracterizam por sua coloração amarelada ou escura, pelo alto peso molecular e sua natureza refratária. Todavia, não existe concordância no meio científico de que as substâncias húmicas são de alto peso molecular, conforme mostrado por Piccolo (2001). Estas definições são vagas e pouco informam sobre a natureza química e orgânica das substâncias húmicas.

No procedimento clássico de fracionamento químico da matéria orgânica do solo e de extração das SHs, três frações podem ser obtidas: ácidos húmicos (FAH), ácidos fúlvicos (FAF) e humina (HUM). As definições das frações das substâncias húmicas são baseadas nas características de solubilidade em sistemas aquosos, apesar de existirem muitos materiais orgânicos que são solúveis em base e precipitam em meio ácido que não são ácidos húmicos (Hayes & Clapp, 2001). Assim, os ácidos húmicos referem-se à fração que não é solúvel em água sob condições ácidas, podendo tornar-se solúvel (ou extraível) em valores altos de pH. Os ácidos fúlvicos são solúveis em meio aquoso em todos os valores de pH. Já a fração humina não é solúvel em meio aquoso (ou não é extraível em meio aquoso), em nenhum valor de pH (MacCarthy, 2001).

As análises da composição elementar de ácidos húmicos extraídos de vários solos mostram valores de carbono que variam de 49 a 62%; hidrogênio de 3 a 6%; nitrogênio de 0,45 a 5,0%, com peso molecular que varia de 1.000 a 30.000 Da (Haworth, 1971). Entretanto, Cameron et al. (1972), usando técnica cromatográfica e filtração sob pressão para isolar os ácidos húmicos de solo Sapric Histosol, encontraram valores de peso molecular das frações variando de 2.000 a 1.300.000 Da, onde 75% dos ácidos húmicos tinham valores de peso molecular <100.000 Da e 25% tinham valores < 10.000 Da, logo menos de 20% ficaram dentro da categoria de substância de alto peso molecular. Quanto à origem dos ácidos húmicos, foi sugerido que estes são produzidos por polimerização de quinonas originadas da oxidação de constituintes aromáticos nos resíduos da vegetação (Flaig, 1960).

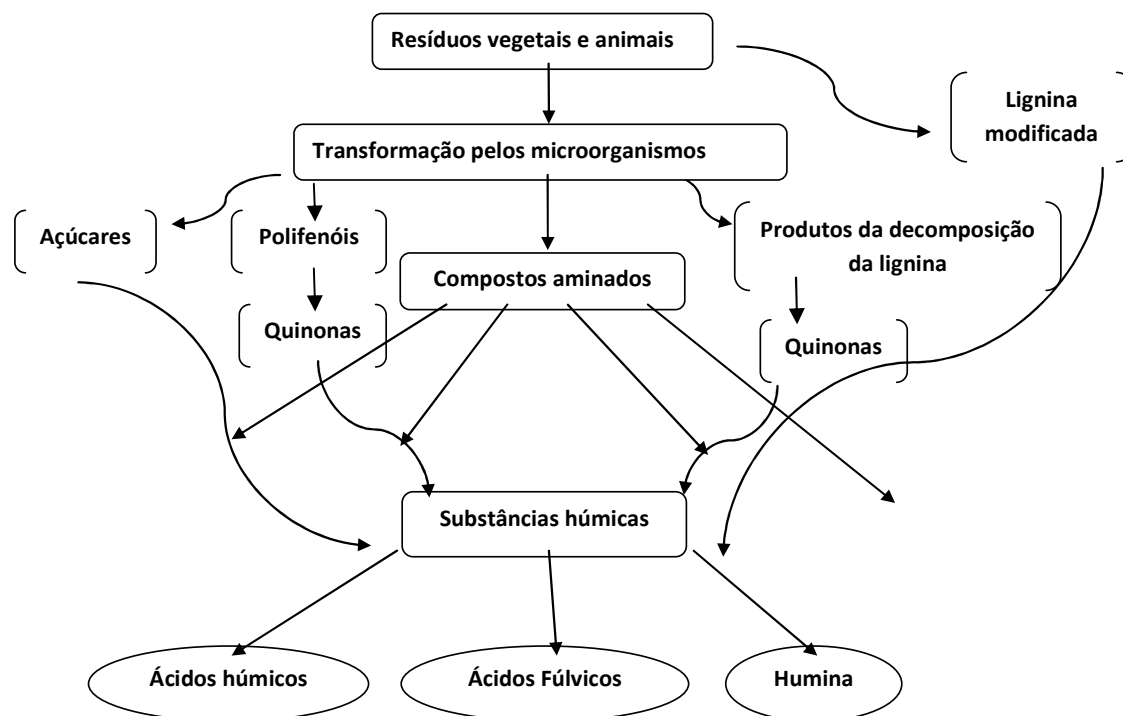


Figura 5: Diferentes estágios do processo de decomposição da matéria orgânica e formação das substâncias húmicas (Adaptado de Stevenson, 1994).

Quanto à composição dos materiais húmicos, MacCarthy (2001) afirma que eles apresentam natureza heterogênea e que não é possível isolar componentes húmicos verdadeiros que satisfaçam todos os critérios de pureza. Desta forma, muitos estudos realizados com materiais denominados de substâncias húmicas, continuam na verdade vários materiais de natureza não húmica. Estes materiais incluem carboidratos, peptídeos, ácidos graxos, hidrocarbonetos, entre outros. Materiais como carvão também são encontrados nas frações húmicas de alguns solos, como os de Organossolos, pela queima em condições naturais destes solos. O material carbonizado daria origem a estruturas aromáticas, porém, apesar de se encontrar associado a componentes húmicos não pode ser incluído nas substâncias húmicas (Hayes & Clapp, 2001).

A estrutura química das substâncias húmicas é tão heterogênea que causa grande estabilidade das moléculas, pois são necessárias várias e diferentes enzimas para decompor as substâncias húmicas, fazendo com que uma grande e variável população de microorganismos seja necessária para decompor uma única parte de ácido húmico. Outros fatores que causam estabilidade das substâncias húmicas são ligações químicas com íons metálicos e adsorção com minerais do solo (MacCarthy, 2001). Por outro lado moléculas menores e mais simples do tecido vegetal e animal apresentam estruturas que se repetem o que gera maior especificidade na degradação dessas moléculas do que as substâncias húmicas. Portanto,

Organossolos com características mais sápricas tendem a ser mais resistente aos processos de degradação microbiológica do que os mais fíbricos, apresentando diferentes taxas de decomposição em função do tempo (Pereira et al., 2005).

Os processos de decomposição dos restos vegetais das áreas de turfa, decorrentes da drenagem, fazem parte da evolução do ciclo global de carbono. Os tecidos vegetais necróticos são compostos principalmente por celulose, hemicelulose, lignina e concentrações relativamente altas de lipídios, proteínas, taninos e biopolímeros alifáticos (Wershaw et al., 1996). As alterações estruturais das substâncias húmicas decorrentes dos processos de subsidência estão relacionadas com a mudança relativa na concentração de grupos funcionais lábeis e recalcitrantes, sendo identificados compostos como lignina, taninos, carboidratos, aminoácidos, biopolímeros alifáticos, entre outros (Newman et al., 1980; Wilson, 1987; Preston, 1996; Schmidt et al., 1997; Hu et al., 2000).

Para melhor entender a dinâmica dos compostos orgânicos dos solos de turfa, é necessário determinar os compostos constituintes da matéria orgânica e suas tendências gerais de evolução. Almendros et al. (1982) através de análises térmicas das turfás mediterrâneas espanholas identificaram níveis de carboidratos nos materiais orgânicos de 5,8 a 1,4%, com uma proporção de ácidos húmicos entre 73,6 a 35,5%. Estes níveis são considerados baixos quando comparados com os estabelecidos por Bergner et al. (1990), que apresentam valor próximo de 21% em turfás da Suécia. Os trabalhos de Göttlich et al. (1993) e Wieder & Starr (1998) identificam conteúdos médios de betumem (ceras, graxas e ácidos solúveis), de 5,2 a 9,5%; de celulose e hemicelulose (54 a 58%) e estes grupos apresentaram tendência de redução em profundidade; e de 30 a 37% de ligninas, que, ao contrário, apresentaram tendência de aumento em profundidade e com a maior intensidade do processo de humificação. Brown et al. (1989) determinaram conteúdos de lignina muito mais baixos em turfeiras ombrotóricas (0,6 a 2,5%), onde os valores diminuíram nos horizontes mais profundos.

Na região de Great Dun Fell, no Reino Unido, foi feito o monitoramento de solo de turfa, com amostragens em intervalos mensais e duração de dois anos (novembro de 1994 a novembro de 1996) (Scott et al., 2001). Foi observado neste estudo que as frações ácido húmico e ácido fúlvico aumentaram a relação atômica H/C imediatamente após um período de seca, no verão de 1995, o que indica a redução da aromaticidade dessas substâncias húmicas no período de maior oxidação do solo. Com o término da seca, gradualmente, houve declínio da relação H/C mostrando que os ambientes mais redutores favorecem a formação de compostos mais aromatizados e com menores quantidades de grupos carboxílicos.

Para os compostos orgânicos em menor quantidade nas turfas, foram identificados aminoácidos (derivados de albuminas e aminoaçucres), hexosas e pentoses, ácidos carbônicos, bicarbônicos e hidroxycarbônicos (Ekman, 1981). Ainda, foram encontrados, fenóis, ácidos fenolcarbônicos, derivados de pentoses, e diversos compostos heterocíclicos com nitrogênio, hidrogênio e enxofre, ceras (compostos neutros e ligeiramente polares e anéis n-alcool com 10 a 30 átomos de carbono - $C_{22}H_{45}OH$ e $C_{30}H_{61}OH$), além de resinas fortemente polares (Luomala & Ketola, 1984; Pontevedra-Pombal, 2001).

A dinâmica da MO no solo e as interações das substâncias húmicas e moléculas orgânicas dependem de propriedades como: grupamentos funcionais; caráter ácido, básico ou neutro; solubilidade; polaridade; distribuição de cargas; dimensão, forma e configuração molecular; características físico-químicas, estruturais e funcionais da fração orgânica. Além destas as interações são também influenciadas pelas condições do sistema, como quantidade e qualidade de colóides inorgânicos, pH, temperatura, potencial redox, umidade e força iônica da solução (Canellas et al., 1999).

Em solos orgânicos os valores de pH apresentam-se, em geral, em uma faixa mais ácida (em torno de 4,0), e as substâncias húmicas saturadas com hidrogênio apresentam muitas propriedades de polímeros neutros, tendo grande quantidade de ligações de hidrogênio. Com o aumento do pH do solo, após a drenagem e por calagem, ocorre à dissociação dos grupamentos ácidos das substâncias húmicas, e as macromoléculas orgânicas assumem as propriedades dos polieletrólitos.

Os colóides orgânicos possuem áreas de exposição duas a dez vezes maiores do que os colóides de solos minerais. As cargas negativas dos colóides orgânicos são dependentes do pH (Brady, 1989) e a população de elétrons na camada “d” dos íons metálicos exerce papel importante na interação desses íons com a turfa, assim como na sua carga (Andrate, 1986). Portanto, pode-se afirmar que depois da capacidade de reter água, as duas principais propriedades da turfa são: a capacidade de troca catiônica (CTC) e o poder tampão. A matéria orgânica confere ao solo maior poder tampão, logo impede variações bruscas de pH que podem ser prejudiciais aos microrganismos e às raízes das plantas (Kiehl, 1985).

As substâncias húmicas participam de muitos processos agronômicos, ambientais e geoquímicos (Stevenson, 1994; Rezende, 1999), podendo servir como reservatório de micronutrientes, contribuir na estruturação dos solos, ajudar a manter o regime de água no solo e dissolução de minerais, entre outros.

2.6 Caracterização Espectroscópica e de Ressonância Magnética e Análise Termogravimétrica no Estudo de Substâncias Húmicas

A estrutura química da matéria orgânica do solo, especialmente das substâncias húmicas, tem sido objeto de várias pesquisas e com informações contrastantes nos últimos anos. Os pesquisadores, principalmente a partir dos anos 70, passaram a dispor de um conjunto de técnicas e equipamentos que permitiram aprofundar o conhecimento sobre estas substâncias de extrema complexidade estrutural e heterogeneidade de propriedades.

A proposição de estrutura apresentada por Shulten & Schnitzer (1997), com base em técnicas espectroscópicas e termodegradativas, indica que as principais unidades estruturais dos ácidos húmicos são os benzenos substituídos, inclusive os alquil benzenos, principalmente os da série C₁-C₁₃. Os autores propuseram que as unidades estruturais são liberadas durante a pirólise da rede estrutural de alquil aromáticos. Neste modelo estrutural, os espaços porosos na estrutura tridimensional e flexível dos ácidos húmicos são preenchidos por outros componentes orgânicos, como os carboidratos e compostos nitrogenados, e inorgânicos, como os átomos de ferro e alumínio. Os principais compostos alifáticos encontrados nos ácidos húmicos são os alcanos e ácidos graxos. Entre as substâncias aromáticas, são encontrados derivados do furano, da piridina e do benzeno (alquilbenzenos, metilalquilbenzenos, fenóis, metilfenóis).

A aplicação das técnicas espectroscópicas (principalmente a RMN ¹³C) e termodegradativas (pirólise), a separação de fragmentos obtidos com o uso da cromatografia gasosa e a identificação de padrões através da espectrometria de massa ofereceram novas perspectivas para o estudo da natureza química dos ácidos húmicos (AH).

A espectroscopia é o estudo da interação da energia quantizada (energia eletromagnética) com a matéria. Um espectro é um gráfico de absorção ou emissão de energia (radiação) contra o comprimento de onda (λ) ou a frequência desta radiação (ν) (Silverstein et al., 2000). As técnicas espectroscópicas utilizam diferentes regiões do espectro eletromagnético para obter, a partir da interação da energia com a matéria, informações úteis sobre a estrutura das substâncias húmicas e de composto orgânicos. Para qualquer tipo de espectroscopia (com exceção da espectroscopia de massa), a mudança de energia de um estado para outro é dada pela equação $E = h\nu$, onde h é a constante de Planck e ν é a frequência de radiação eletromagnética absorvida. A energia consumida numa transição é, portanto, uma propriedade molecular e característica de sua estrutura (Novotny, 2004).

A aplicação das técnicas espectroscópicas tem inúmeros atrativos: (a) permite o estudo não destrutivo; (b) somente uma pequena quantidade de amostra é necessária; e (c) as

metodologias experimentais são relativamente simples. O principal problema envolvido no uso destas técnicas diz respeito ao elevado custo e manutenção dos aparelhos e a constante necessidade de modernização dos equipamentos, como resultado de novas descobertas, principalmente no campo da física e da computação (Saab & Martin-Neto, 2004).

2.6.1 Espectroscopia na região do visível

Uma das principais informações obtidas por esta análise é a inferência qualitativa sobre o grau de maturação, grau de humificação, grau de evolução química e/ou tamanho das moléculas e massa molar das substâncias húmicas por meio da análise espectral em determinado comprimento de onda, nesse caso 465 e 665 nm, a qual permitirá o cálculo da relação E_4/E_6 (465 nm/ 665 nm).

Segundo Kononova (1966), a relação E_4/E_6 está relacionada à aromaticidade e ao grau de condensação dos núcleos aromáticos, sendo usada para indicar o grau de humificação. Segundo essa autora, altos valores dessa relação indicam a presença de compostos com maior quantidade de cadeias alifáticas, enquanto, baixos valores indicam a presença de compostos com cadeias aromáticas, apresentando correlação negativa com o aumento de estruturas aromáticas, como observado por Baes & Bloom (1990), Bravard & Righi (1991) e Stevenson (1994). Diferentemente dos autores anteriores, Chen et al. (1977) demonstraram que a relação E_4/E_6 está mais relacionada ao tamanho das moléculas e ao peso molecular, do que ao grau de condensação das moléculas húmicas, estando correlacionado negativamente com o percentual de carbono e positivamente com o percentual de oxigênio e acidez total.

A absorção de energia na região do visível (380-800 nm) envolve a transição de diferentes níveis de energia dos elétrons na molécula. A radiação eletromagnética conduz a transição dos elétrons, dos orbitais de menor energia (σ , π e n) para os orbitais vazios, de maior energia no estado excitado chamados de orbitais anti ligantes (σ^* , π^*). Se a frequência induzida pela fonte corresponder à diferença de energia de transição entre um estado e outro, a transição é possível e a quantidade de energia absorvida é proporcional à energia de transição. Quanto menor a diferença de energia entre os orbitais, maior o comprimento de onda de absorção da radiação eletromagnética (Silverstein et al., 2000).

Os grupamentos insaturados covalentes responsáveis pela absorção são chamados cromóforos. Num espectro, a absorção de um cromóforo é caracterizada pelo de onda de máxima absorção (λ_{max}) e a absortividade molar (ϵ) dada pela densidade ótica ($A = \log I/I_0$)² em relação a concentração molar da amostra. Os auxocromos são grupamentos que, quando ligados a um cromóforo, alteram tanto o comprimento de onda máximo como a intensidade de

absorção no UV. Como a energia de absorção de um cromóforo é quantizada, o espectro UV-Vis deveria corresponder uma linha discreta e única. Para moléculas simples, com poucos cromóforos, é possível observar a absorção máxima correspondente ao máximo de probabilidade de transição eletrônica num dado comprimento de onda. No entanto, em moléculas mais complexas, com maior número de cromóforos, existe uma multiplicidade muito grande de sub-níveis de energia (correspondendo à energia de rotação e vibração molecular) fazendo com que as bandas de absorção discretas se juntem formando um envoltório de bandas de absorção MacCarty & Rice (1985) (Senesi, 1990).

O processo de evolução da MOS compreende não só a formação de substâncias amorfas coloidais de alto peso molecular, mas também um aumento da coloração escura. Ocorre, segundo Kumada (1987), uma evolução de compostos de coloração amarela (predominantemente ácidos fúlvicos), até a coloração marrom, marrom escuro e finalmente, predomínio da coloração escura. Isso sugere que, a forma de absorção de luz na região do UV-Vis pode indicar mudanças na configuração eletrônica decorrentes do processo de humificação.

Um aspecto interessante é a influência do pH e da concentração de sais sobre a relação E_4/E_6 . Com o aumento da concentração de H^+ ou de sais, decresce a absorbância na região do UV-Vis, o que segundo Ghosh & Schnitzer (1979) é devido à concentração das moléculas com o aumento da força iônica ou da acidez. Estas se contraem cada vez mais até assumir uma configuração semelhante à de um colóide esférico rígido, o menor tamanho possível de um colóide orgânico. Como as evidências experimentais sugerem que a relação E_4/E_6 é governada pelo tamanho e conformação da partícula, a espectroscopia UV-Vis pode ser usada para estimativa de peso molecular e para cálculos de sua geometria (Senesi et al., 1996).

Em estudos sobre o efeito do cultivo em Histosols da região dos Everglades da Flórida, Volk & Schnitzer (1973) encontraram ácidos húmicos com valores da relação E_4/E_6 entre 4,4 e 6,3, sendo os maiores valores observados nos horizontes mais superficiais. Gondar et al. (2005) verificaram em Histosols do noroeste da Espanha valores para ácidos húmicos entre 3,8 e 5,9, sendo os menores para material de um horizonte sáprico e os maiores para um fíbrico. Couto & Resende (1985), em solos hidromórficos com horizontes H hístico do sudoeste da Bahia, encontraram valores relação E_4/E_6 para os ácidos húmicos entre 3,3 e 7,7.

2.6.2 Espectroscopia no infravermelho (IV)

A espectroscopia de IV baseia-se na propriedade vibratória inerente aos átomos de uma molécula. Cada molécula responde de forma diferente a radiação, o que proporciona

diferentes bandas de absorção no espectro IV. Os espectros de IV fornecem informações sobre a estrutura dos grupos funcionais presentes na MOS, bem como sobre a natureza de suas ligações químicas e sua reatividade (Stevenson, 1994; Jonhston & Aochi, 1996).

A energia contida em cada molécula consiste em quatro tipos distintos: energia eletrônica, energia de translação, energia de rotação e de vibração (Jonhston & Aochi, 1996). Diferentes comprimentos de onda (λ) da radiação IV podem ser absorvidos nos níveis de energia de rotação e vibração, dependendo das características das ligações. Existem dois tipos de vibrações moleculares:

- ✓ Estiramentos axiais (ν): movimento de expansão e contração ao longo do eixo de uma ligação, que podem ser simétricos ou assimétricos.
- ✓ Deformações angulares (δ): variações do ângulo de ligação entre os átomos.

A frequência de absorção no IV é dependente do modo de vibração (estiramento ou deformação), da força de ligação e da massa dos átomos envolvidos na ligação. A intensidade da absorção é função, principalmente da mudança do momento dipolo ($\delta^+\delta^-$) da ligação, daí a espectroscopia de IV ser um instrumento adequado para estudar as estruturas oxigenadas.

A espectroscopia de IV tem sido amplamente usada para a caracterização da MOS, principalmente com o avanço de técnicas não dispersivas, como a espectroscopia de infravermelho com transformada de Fourier (FT-IR). A energia de infravermelho é utilizada mais eficientemente, o que permite alta sensibilidade na análise e a obtenção de espectros de alta resolução, com baixa relação sinal/ruído (Griffiths, 1983; White & Roth, 1986).

Apesar de muito utilizada, a espectroscopia de IV apresenta algumas limitações que impedem uma análise quantitativa da MOS, dentre elas: a) os cromóforos no IV apresentam faixa muito ampla de absorvidade molar (A), que dificulta a integração das bandas de absorção; e b) ocorre freqüente sobreposição de bandas de absorção das diferentes funções da MOS.

O método mais comumente utilizado para a preparação das amostras de MOS para a espectroscopia de IV é a confecção de pastilhas de KBr (material que não absorve energia na região do IV), prensadas com o material a ser analisado (Baes & Bloom, 1989). Entretanto, há alguns problemas relacionados à utilização deste método, como o alargamento de bandas de absorção nas frequências de aproximadamente 3000 e 1600 cm^{-1} , devido à contaminação da pastilha de KBr com água.

Apesar de ser mais utilizada na análise qualitativa da MOS, a técnica de IV pode ser aplicada à análise semiquantitativa de alguns grupamentos funcionais, principalmente os oxigenados. Capriel (1997) determinou a hidrofobicidade de ácidos húmicos, a partir de um

índice de hidrofobicidade, que consistiu na integração da área de banda correspondente aos grupamentos alifáticos (C-H). Jonhston et al. (1994) encontraram forte correlação entre os espectros de IV obtidos e certas propriedades da MOS, tais como a acidez total, relações oxigênio : carbono (O:C) e hidrogênio : oxigênio (H:O), e aromaticidade.

Na Tabela 4 são apresentadas as principais regiões do espectro de IV envolvendo a MOS. Tais valores foram atribuídos com base nos trabalhos de Baes & Bloom (1989), Niemeyer et al. (1992), Stevenson (1994), entre outros.

Tabela 4: Regiões no espectro de IV encontrados nos estudos da matéria orgânica do solo

Região em cm^{-1}	Principais atribuições
3440 - 3380	Estiramento O-H em COOH, álcoolis ou fenóis e estiramento N-H.
3400 - 3300	Estiramento O-H e estiramento N-H
3100 - 3030	Estiramento C-H em anéis aromáticos.
2940 - 2900	Estiramento C-H em CH_2 e CH_3 alifáticos.
2860 - 2840	Estiramento C-H em CH_2 e CH_3 alifáticos.
1725 - 1710	Estiramento C=O em COOH (principalmente), cetonas alifáticas, aldeídos e ésteres.
1660 - 1630	Estiramento C=O de amida (banda I), quinona, ligação H com C=O de cetonas conjugado, estiramento C=C em anéis aromáticos.
1620 - 1600	Estiramento C=O em anéis aromático e estiramento COO^- (principalmente), ligações fortes de H com C=O em cetonas conjugadas.
1545 - 1505	Deformação N-H e estiramento C=N em amida (banda II), estiramento C=C em anéis aromáticos.
1470 - 1420	Deformação C-H em CH_2 e CH_3 alifático, estiramento COO^- .
1420 - 1380	Deformação C-H em CH_2 e CH_3 alifático, deformação O-H e estiramento C-O em OH fenólicos e estiramento COO^- .
1380 - 1350	Deformação C-H em CH_2 e CH_3 alifático, estiramento C-OH em OH fenólicos e estiramento COO^- .
1260 - 1225	Deformação O-H em COOH e estiramento C-O em COOH, fenóis, álcoois e ésteres aromáticos.
1080 - 1040	Estiramento C-O em álcoois alifáticos, C-O-C de ésteres e C-O em polissacarídeos.
830 - 750	Deformação C-H em anéis aromáticos (fora do plano).

Stevenson & Goh (1971); Schnitzer & Khan (1972, 1978); Vinckler et al. (1976); Schnitzer (1978); MacCarthy & Rice (1985); Russel (1987); Baes & Bloom (1989); Bloom & Leenheer (1989); Silverstein et al. (1991); Niemeyer et al. (1992); Hernandez et al. (1993); Ricca et al. (1993); Stevenson (1994); Barancikova et al. (1997).

2.6.3 Ressonância magnética nuclear (RMN)

A espectroscopia de ressonância magnética nuclear (RMN) fornece informações sobre a estrutura da MOS com base em várias técnicas (Wilson, 1987; Preston, 1996; Köegel-Knabner, 1997).

O primeiro espectro de RMN em estudos de MOS foi realizado por Barton e Schnitzer (1963), que utilizou a espectroscopia de RMN ^1H em um ácido húmico metilado (Preston, 1996). A técnica da RMN desenvolveu-se rapidamente desde o início de 1960 e alcançou grandes progressos, mas somente nos últimos 15 anos foi possível o uso desta técnica em estudos com a MOS. O progresso se deveu ao desenvolvimento de magnetos supercondutores com elevados campos (> 800 MHz para ^1H), da técnica de transformada de Fourier (FT) para aquisição e manipulação dos dados e, do método de polarização cruzada e do ângulo mágico do spin (CP/MAS), para obter espectros no estado sólido com boa definição (Stevenson & Elliott, 1989; Preston, 1996). Todos estes avanços permitiram a aplicação rotineira da RMN a amostras estruturalmente complexas, heterogêneas, muito diluídas, em estado sólido, líquido ou intermediário como géis ou colóides. Também permitiu a utilização nos estudos de elementos que são menos sensíveis ou menos abundantes, como o ^2H , ^{13}C , ^{15}N , ^{23}Na , ^{29}Si e ^{31}P (Preston, 1996).

A grande vantagem do uso da RMN nos estudos de MOS está na sua habilidade em fornecer informações sobre materiais complexos, caracterizados por baixa solubilidade, estruturas irregulares e forte ligação química e/ou física entre a parte orgânica e entre a parte mineral. Também pode ser usada para estudar as mudanças químicas da MOS durante a decomposição, para caracterizar a estrutura e o ambiente de moléculas de estrutura definida, como pesticidas ou seus metabólitos.

2.6.4 Análise da composição elementar

A composição elementar é a distribuição percentual dos átomos que compõem a rede estrutural das substâncias húmicas. A análise do conteúdo relativo de carbono, hidrogênio, oxigênio, nitrogênio e enxofre revela que estas substâncias apresentam natureza química muito particular, distinta de qualquer substância de natureza vegetal ou animal (Kononova, 1982). A composição elementar média dos ácidos húmicos e fúlvicos e a sua amplitude de variação são sintetizadas na Tabela 5.

Em relação à composição elementar média dos organismos vivos (animais e vegetais), as substâncias húmicas apresentam enriquecimento no teor de carbono devido, principalmente, as reações de polimerização e condensação (ocorridos durante a humificação) e a diminuição no conteúdo de nitrogênio, decorrente da mineralização dos restos vegetais Canellas et al. (1999).

A composição elementar reflete as diferentes condições de formação das substâncias húmicas, ou seja, o ambiente pedogênico.

No processo de humificação ocorre incremento no conteúdo de nitrogênio e diminuição no conteúdo de hidrogênio e oxigênio. Kuwatsuka et al. (1978) sugerem que o enriquecimento relativo de N nos ácidos húmicos representa o primeiro estágio da humificação. Jacquim & Vong (1989) observaram, através de estudos com isótopo marcado (N^{15}), que, em termos médios, 30% do nitrogênio mineral adicionado ao solo foi incorporado às substâncias húmicas. A diminuição do conteúdo de oxigênio com a humificação é consequência, principalmente, das reações de descarboxilação; uma vez que, além de menor conteúdo de O, os ácidos húmicos também apresentam menor quantidade de grupamentos CO_2H do que os ácidos fúlvicos (Canellas et al., 1999).

Tabela 5: Composição elementar média e faixa de variação dos elementos nos ácidos húmicos e fúlvicos (adaptado de Schnitzer & Khan, 1978).

Elemento	Ácidos húmicos		Ácidos fúlvicos	
	média	faixa	média	faixa
	-----%			
Carbono	56,0	53-58,7	45,7	40,7-50,6
Nitrogênio	4,7	0,8-5,5	2,1	0,9-3,3
Hidrogênio	3,2	3,0-6,5	5,4	3,8-7,0
Oxigênio	35,5	32,0-38,5	44,8	39-50
Enxofre	0,8	0,1-1,5	1,9	0,1-3,6

As relações atômicas molares entre os elementos componentes das substâncias húmicas são um indicador simples do seu comportamento químico. A relação molar H/C (determinada pela razão entre as quantidades percentuais de cada elemento e seus respectivos peso atômicos) reflete, de certo modo, as características estruturais das substâncias húmicas. O decréscimo no conteúdo de H nos ácidos húmicos em relação aos ácidos fúlvicos sugere que estes apresentam maior número de insaturações. Isto é consistente com o caráter mais aromático dessas substâncias e com a sua estabilidade química e resistência a degradação microbiana Canellas et al. (1999).

A alta relação H/C indica maior contribuição de componentes alifáticos e/ou maior alifaticidade nas substâncias húmicas (Steelink, 1985; Canellas et al., 2005), enquanto, baixa relação indica alta aromaticidade e/ou condensação dos anéis aromáticos (Benites et al., 2005), maior grau de aromaticidade ou insaturação (Canellas et al., 2005).

A maior relação O/C nos ácidos fúlvicos reflete a maior quantidade de grupos funcionais oxigenados, como $COOH$ e carboidratos (Steelink, 1985). Porém, Canellas et al. (2005) ressaltam que a avaliação indireta da aromaticidade-alifaticidade deve ser feita com cuidado, pois, as insaturações presentes em grupos carboxílicos e carbonilas primárias são

levadas em conta durante os cálculos da relação H/C, o que não representa aromaticidade-alifaticidade.

2.6.5 Análise termogravimétrica

A análise termogravimétrica é uma técnica que mede as mudanças de massa (perda ou ganho) de um determinado composto ou substância em função da temperatura e/ou tempo, quando esta é submetida a uma variação controlada da temperatura. Este método vem permitindo obter respostas quantitativas relevantes e tem se destacado nos estudos da matéria orgânica do solo.

Como principal informação nos termogramas, se observa a perda de massa em dois eventos distintos de oxidação exotérmica, o primeiro entre 105-350°C, definido como perda de massa por ignição (PPI^1) e o segundo entre 350-650°C definido como perda de massa por ignição (PPI^2), indicando um termograma bimodal a partir da primeira derivada. A partir desses dados se obtém o índice termogravimétrico (ITG), pela divisão do PPI^2 pelo PPI^1 , que indica a resistência a termodegradação e estabilidade ou resistência à decomposição química, estando à maior resistência relacionada aos maiores valores do ITG (Benites, 2002).

O aspecto bimodal da curva da primeira derivada de termogramas de ácidos húmicos foi encontrado por vários pesquisadores (Turner & Schnitzer, 1962; Esteves & Duarte, 1999; Benites, 2002; Melo, 2002; Giovanela, 2003; Cunha, 2005; e Fontana, 2009).

Shurygina et al. (1971) atribuíram o primeiro evento (PPI^1) à termodegradação das cadeias laterais alifáticas e o segundo (PPI^2) à termodegradação do núcleo aromático. Ainda, a PPI^1 seria consequência do resultado da degradação térmica de polissacarídeos, descarboxilação de grupos ácidos e desidratação de estruturas alifáticas hidroxiladas (Dell'Abate et al., 2002; Francioso et al., 2003; Ibarra et al., 1994) e a PPI^2 estaria relacionada à quebra de estruturas aromáticas e rompimento de ligações C-C (Provenzano & Senesi, 1999). Porém, Campanella & Tomassetti (1990) afirmam que o núcleo policíclico aromático permanece inalterado em temperaturas superiores a 300°C.

Mangrisch et al. (2000) analisando ácidos húmicos extraídos de vermicomposto pelas técnicas de TG-DSC atribuíram a PPI^2 um maior gasto de energia no processo de termodegradação, sugerindo a ocorrência de um núcleo aromático policondensado.

3 MATERIAL E MÉTODOS

3.1 Localização e Características Gerais dos Organossolos

Os locais de coleta dos perfis de Organossolos foram selecionados em função do grau de subsidência, decorrente da drenagem natural e/ou artificial das áreas, tipo de uso, cobertura, ambiente de formação e grau de humificação (Tabela 6). Os perfis foram coletados nos Estados do Rio de Janeiro, Maranhão e Paraná, em áreas representativas de turfa em ambiente de bacias (RJ e MA) e de altitude (PR). No Rio de Janeiro foram coletados perfis nos municípios de Silva Jardim, Casemiro de Abreu e Macaé. No Maranhão o perfil foi coletado no município de Monsão; enquanto que no Paraná no município de Ponta Grossa.

Os perfis apresentam variação no ambiente de formação quanto à temperatura, umidade e altitude, embora todos estejam em condições de várzea com lençol freático elevado e o mínimo de influência marinha, isto é, com menor expressão dos atributos de salinidade e tiomorfismo. A localização dos oito (8) Organossolos, e algumas de suas características de vegetação, drenagem, e a classificação dos solos são apresentadas na Tabela 6.

Os perfis foram coletados e descritos (em anexo) seus horizontes e camadas segundo normas preconizadas pela Sociedade Brasileira de Ciência do Solo (SBCS), no Manual de Descrição e Coleta de Solos no Campo (Santos et al., 2005). Os solos foram classificados segundo o Sistema Brasileiro de Classificação de Solo (SiBCS) (Embrapa, 2006).

Em cada horizonte dos perfis foram coletadas amostras deformadas e indeformadas. As amostras de terra foram secadas ao ar e mantidas com determinado grau de umidade para evitar o ressecamento total do material, destorroadas e passadas por peneira com malha de 2,0 mm, para obtenção de terra fina seca ao ar (TFSA). Uma sub-amostra representativa de cada horizonte foi coletada e armazenada “*in natura*” para realização de análises de fibras. Os materiais de solo foram caracterizados quanto às propriedades físicas e químicas segundo o Manual de Métodos de Análises de Solos e o SiBCS (Embrapa, 1979, 1997, 2006).

As determinações de rotina para caracterização dos solos foram feitas nos laboratórios de Gênese e Classificação do Solo, da UFRRJ - IA/DS e no laboratório de Química do Solo da Embrapa Solos. As análises referentes à caracterização das substâncias húmicas foram realizadas no Departamento de Química Orgânica da UFRRJ – DQ, e no Laboratório de Análise Térmica de Minerais e Materiais - LATM/DG/UFRRJ – tendo como professor responsável o Doutor Heitor Fernandes Mothé Filho, IA/DeGeo.

Tabela 6: Localização, classificação e altitude dos perfis de Organossolos analisados.

Estado ¹ /Perfil	Ambiente	Município	Posição (S, W)		Classificação (SiBCS ³)	Vegetação/ Drenagem	Altitude (m)
RJ-P01	Baixada litorânea	Casemiro de Abreu / Silva Jardim	22° 35' S	42° 15' W	Organossolo Háptico Hêmico térrico	Floresta higrófila de várzea e campo higrófilo – Muito mal drenado	20
RJ-P02	Baixada litorânea	Silva Jardim	22° 31' S	42° 20' W	Organossolo Háptico Sáprico típico	Floresta higrófila de várzea – Muito mal drenado	7
RJ-P03	Baixada litorânea	Macaé	22° 17' S	41° 52' W	Organossolo Háptico Hêmico típico	Floresta higrófila de várzea e campo higrófilo – Mal drenado	10
RJ-P04	Baixada litorânea	Macaé	22° 17' S	41° 52' W	Organossolo Háptico Sáprico típico	Floresta higrófila de várzea e campo higrófilo – Imperfeitamente drenado, com drenagem artificial	5
MA-P05	Baixada, lagunar	Monsão	3° 32' S	45° 12' W	Organossolo Háptico Sáprico típico	Campo de várzea higrófilo – Muito mal drenado	5
PR-P06	Ambiente de altitude	Ponta Grossa	25° 14' S	50° 01' W	Organossolo Háptico Hêmico típico	Campo subtropical – Mal drenado	2616
PR-P07	Ambiente de altitude	Ponta Grossa	25° 14' S	50° 01' W	Organossolo Háptico Hêmico típico	Campo subtropical – Imperfeitamente drenado, com drenagem artificial	2601
RJ-P08	Baixada litorânea	Macaé	22° 20' S	41° 57' W	Organossolo Háptico Hêmico típico	Campo higrófilo de várzea – Muito mal drenado	8

¹ Estados Brasileiros: RJ – Rio de Janeiro; MA – Maranhão; PR – Paraná. SiBCS, Embrapa (2006)

3.2 Caracterização Analítica de Rotina

3.2.1 Análises químicas dos solos

Para a caracterização das propriedades químicas dos horizontes foram determinados os valores de pH (em água e KCl) e os componentes do complexo sortivo, Ca, Mg, K, Na, H e Al. Com os resultados foram calculadas a CTC, a soma de bases (valor S), a saturação por bases (valor V), a percentagem de saturação por sódio (Sat_Na), e a percentagem de saturação por alumínio (Al sat.), conforme Embrapa (1997).

3.2.2 Carbono e nitrogênio total

Os teores de carbono e nitrogênio total foram determinados por combustão a seco em analisador elementar Perkin Elmer 2400 CHNS, na Embrapa Solos, utilizando-se amostras de 5,0 mg (mais ou menos 0,1mg). A acetanilide (C% = 71,09; H% = 6,71; N% = 10,36) foi usada como referência. A relação C/N foi calculada conforme Embrapa (1997)

3.3 Testes para a Caracterização de Organossolos

Para os Organossolos aplicam-se testes especiais para distinção da natureza do material orgânico e seu grau de decomposição, também quanto a proporção de material mineral, que são descritos a seguir:

3.3.1 Caracterização física do material orgânico

Testes específicos para caracterização e classificação do material orgânico foram realizados segundo Lynn et al. (1974) e Carter (1993) sendo os que seguem.

3.3.2 Determinação do teor de matéria orgânica pelo método da mufla

Baseado no processo de combustão quantitativo. No método da combustão em forno mufla uma determinada quantidade de solo, previamente seca em estufa (105°C/24h), foi macerada e peneirada, como descrito em Embrapa (1997) com modificações segundo Embrapa (2006). Depois de pesada, a amostra foi colocada em forno do tipo mufla e deixada por 6 horas a 600°C; decorrido este tempo, a amostra foi novamente pesada. O conteúdo de matéria orgânica foi determinado por diferença de massa em relação à amostra original seca em estufa.

3.3.3 Densidade da matéria orgânica (DMO)

A densidade da matéria orgânica foi calculada segundo a relação $DMO = D_s - [D_s \times (\% \text{ massa MM}/100)]$, onde MM é material mineral, com base na premissa de que o material

orgânico (MO) tem uma estrutura aberta cujos interstícios são ocupados pelo material mineral (Lynn et al., 1974).

3.3.4 Resíduo mínimo (RM)

Define-se como resíduo mínimo (RM) – a perda integral (mineralização) do material orgânico; assim, o resíduo mínimo representa a constituição mineral do material original, esses resultados são expressos em $\text{cm} \cdot \text{cm}^{-1}$ (Lynn et al., 1974), onde:

$$\text{RM} = (\text{Ds} - \text{DMO})/1,5.$$

3.3.5 Conteúdo de material mineral (%MM)

Foi também determinado pela combustão em mufla o conteúdo de material mineral (%MM), onde $\{\text{MM} = (\text{Peso seco a } 400^{\circ}\text{C}/24\text{h}) / \text{peso seco a } 105^{\circ}\text{C}(24\text{h}) \times 100\}$.

3.3.6 Grau de decomposição segundo Von Post

O grau de decomposição do material orgânico foi determinado por: a) Von Post (Von Post 1922, Von Post and Granlund, 1926; citado por Stanek and Silc, 1977), e b) método volumétrico, que separa o material fíbrico do não fíbrico por peneiramento, onde os teores de fibras esfregadas e não esfregadas são expressos em percentagem em relação ao material total (fibras e solo).

Por esse método os materiais com <17% de fibras esfregadas são identificados como sápricos, para os valores entre 17 e 40 % de fibras como hêmicos, e nos valores superiores a 75% de fibras como fíbricos.

3.3.7 Índice em pirofosfato de sódio (IP)

Foi utilizado o método colorimétrico (Lynn et al., 1974), que consistiu em se deixar uma amostra ($2,5 \text{ cm}^3$) em contato com solução de pirofosfato de sódio por uma noite. Após este tempo, a amostra foi esfregada em papel cromatográfico e a cor comparada com os padrões na página 10YR da carta de cores de solo de Munsell (Munsell, 1954). O índice de pirofosfato (IP) foi calculado subtraindo-se o croma do valor. Níveis de IP > 5 indicam material orgânico fíbrico enquanto valores de IP ≤ 3 são característicos de material sáprico.

3.3.8 Determinação dos teores de fibras e de fibras esfregadas

Os teores de fibras totais (FT) e o de fibras esfregadas (FE) foram determinados segundo Levenque and Dinel (1977), adaptando o método para lavagem em água corrente sobre peneira de 100 mesh (0,15cm de abertura de malha). O teor de fibras esfregadas foi determinado, esfregando-se a amostra dez vezes entre o polegar e o indicador e lavando-a

sobre a peneira, lendo o volume de fibras em uma meia seringa cortada longitudinalmente. Os resultados são expressos em porcentagem de massa, em analogia à análise granulométrica.

3.4 Análises Laboratoriais Especiais

As análises a seguir são apresentadas em detalhe em função de adaptações metodológicas para a aplicação em Organossolos.

3.4.1 Extração e quantificação do teor de carbono das frações húmicas

O fracionamento químico quantitativo das substâncias húmicas foi realizado segundo Benites et al. (2003), sendo obtidos neste processo as frações humina (HUM), fração ácidos húmicos (FAH) e a fração ácidos fúlvicos (FAF). A determinação quantitativa dos teores de carbono nos extratos destas frações foi feita através da oxidação das formas de carbono com dicromato de potássio e titulação do excesso, com sulfato ferroso amoniacal de acordo com Yeomans & Bremner (1988).

3.4.2 Extração, fracionamento químico e purificação do material húmico

A extração dos ácidos húmicos, bem como sua purificação, foi realizada conforme método da Sociedade Internacional de Substâncias Húmicas (IHSS), cujo protocolo metodológico encontra-se descrito em Swift (1996), com modificação deste com pré-tratamento da amostra de solo com uma solução de HCl a pH entre 1,0 e 2,0, para redução do conteúdo de cinzas (remoção de metais adsorvidos), e utilização do K^+ para remoção dos sólidos em suspensão (Novotny, 2004), conforme descrição abaixo.

Após pré-tratamento dos solos com HCl $0,1 \text{ mol L}^{-1}$, foram adicionadas quantidades de amostras com cerca de 1000 mg de ácidos húmicos (estimado pelo fracionamento quantitativo) a 200 mL de solução de NaOH $0,1 \text{ mol L}^{-1}$ sob atmosfera de N_2 sendo agitados por 24 h, o material foi centrifugado a 10.000 g por 30 min. O sobrenadante foi recolhido e imediatamente o pH foi ajustado para 2,0, por gotejamento de solução aquosa de HCl 20%. O resíduo foi novamente submetido à extração, da mesma forma, e o sobrenadante juntado ao anterior, ajustando-se, imediatamente, o pH para 2,0. O extrato acidificado foi reservado para precipitação dos AH. Após um período de 18 h, o excesso de sobrenadante foi sifonado e descartado. O restante do material foi centrifugado a 5.000 g por 10 min, eliminando-se o sobrenadante. Para a remoção dos sólidos solúveis em suspensão, os ácidos húmicos foram re-dissolvidos em solução de KOH a $0,1 \text{ mol L}^{-1}$ onde foi adicionado KCl para atingir-se uma concentração de $0,3 \text{ mol L}^{-1}$ de K^+ e sendo em seguida centrifugado a 4.000 g por 15 min. Após esta etapa os ácidos húmicos foram purificados com solução de HF + HCl 0,5%

(Schnitzer, 1982) por 24 h e centrifugados a 5.000 g, repetindo-se o processo mais duas vezes. As amostras purificadas foram lavadas com água destilada e deionizada e transferidas para sacolas de celofane de aproximadamente 100 mL. A diálise das amostras foi realizada em água destilada e deionizada em recipiente coletivo de 20 L (12 sacolas por bateria), sendo a água trocada duas vezes ao dia, até que não houve-se mais um aumento maior que 1 μ S na medida de condutividade da água de diálise, 1 hora após a troca desta. As amostras foram então congeladas e liofilizadas, após esse processo foram acondicionadas em dessecador.

3.4.3 Análise termogravimétrica e determinação do conteúdo de cinzas

Este método foi aplicado para avaliar a estabilidade térmica dos ácidos húmicos. As curvas de termodecomposição de todas as amostras de ácidos húmicos foram obtidas em um analisador termogravimétrico da marca Mettler Toledo, modelo 851E IA/DeGeo-UFRRJ, utilizando-se 3,3 \pm 0,1 mg de amostras, em atmosfera de ar sintético e fluxo de 20ml/min., conforme Benites et al. (2002). O peso inicial foi estabilizado a 30°C e a curva de aquecimento programada para 5°C/min⁻¹ até 105°C com um tempo de espera de 10 min em 105°C, seguido de aquecimento a 5°C/min⁻¹ até 750°C ou quando detectado o final da queima pela estabilização do peso do resíduo.

O processo consumiu em média 2 h 30 min por amostra, além de 30 min adicionais para o resfriamento do aparelho. As curvas de termodecomposição foram adquiridas via interface com microcomputador utilizando-se o programa do próprio aparelho, a uma razão de 9000 pontos por curva. A perda de peso até 105°C, incluído o tempo de espera, foi considerada como umidade da amostra. O resíduo ao final da queima foi considerado como igual ao teor de cinzas. O índice termogravimétrico (ITG) foi calculado pela razão entre a perda de massa no segundo evento (350-650°C, PPI²) e a perda de massa no primeiro evento (105-350°C, PPI¹), conforme procedimento descrito em Benites et al. (2002).

3.4.4 Análise da composição elementar

Este método foi aplicado para avaliar a composição química dos ácidos húmicos. Foi utilizado analisador elementar Perkin Elmer 2400 CHNS, na Embrapa Solos. As análises foram realizadas utilizando-se aproximadamente 1,1 \pm 0,1 mg de amostras pesadas em micro balança acoplada ao aparelho. O padrão de referência usado foi a acetanilide (C: 71,09%; H: 6,71%; N: 10,36%), sendo o aparelho calibrado diariamente e as leituras das amostras alternadas por leituras de branco, na razão de um branco para cada seis amostras. Os valores de carbono, hidrogênio e nitrogênio foram corrigidos para base seca e sem cinzas, utilizando-se as informações obtidas pelos dados da análise termogravimétrica, através da equação:

$$\% \text{ corrigido} = \% \text{ original} \times 100 / (100 - \% \text{ umidade} - \% \text{ cinzas})$$

O teor de oxigênio foi determinado por subtração a partir dos dados corrigidos $\%O = \{100\% - (\%C + \%H + \%N)\}$. Do mesmo modo foram calculadas as razões molares atômicas: $H/C = \{(\%C/12) / (\%H/1)\}$; $C/N = \{(\%C/12) / (\%N/14)\}$; $O/C = \{(\%O/16) / (\%C/12)\}$ e $O/H = \{(\%O/16) / (\%H/1)\}$.

3.4.5 Grau de oxidação

O grau de oxidação interna (W e WI) é um resultado derivado da composição elementar, que reflete indiretamente o grau de evolução das substâncias húmicas. O grau de oxidação interna foi determinado através da seguinte equação: $W = \{(2 \times \%QO) - \%QH) / \%QC\}$, onde: QO, QH e QC são as quantidades dos elementos oxigênio, hidrogênio e carbono, respectivamente, Orlov (1985).

Uma pequena modificação desta fórmula proposta por Ciéslewicz et al. (1997) e Debska (1997) foi utilizada neste trabalho. A diferença consiste na utilização do nitrogênio na equação, assim temos que:

$$WI = \text{Grau de Oxidação Interna: } \{(2 \times \%QO) + (3 \times \%QN) - \%QH) / \%QC\}$$

3.4.6 Espectroscopia na região do visível e relação E4/E6

O índice mais utilizado atualmente para se avaliar o grau de humificação é a razão entre a absorvância (A) a 465 nm e a 665 nm, chamada de relação E₄/E₆. A análise das amostras de ácidos húmicos através dos espectros de UV-Vis de substâncias húmicas foi realizada conforme procedimentos descritos em Canellas (2000), Chen et al. (1997) e Yonebayashi & Hattori (1988). Os espectros de UV-vís foram obtidos numa faixa espectral de 200 a 800 nm. Os espectros foram registrados a 25 °C com o caminho ótico constante de 1 cm, em solução preparada com 20 mg de ácido húmico diluído em 1 L de NaHCO₃ 0,05 mol L⁻¹, com pH em torno de 8,0. Para determinação da relação coeficiente E₄/E₆, foi dividido o valor de absorvância em 465nm pelo obtido em 665 nm.

3.4.7 Espectroscopia na região do infravermelho

Este método foi aplicado para caracterização dos grupamentos funcionais nas estruturas dos ácidos húmicos dos Organossilos.

Os espectros na região do infravermelho das amostras de ácidos húmicos foram obtidos na faixa de 4.000 - 400 cm⁻¹, em espectrômetro de infravermelho da marca NICOLET (FT-IR), modelo 6700, com transformada de Fourier (FTIR) do Laboratório de Química Orgânica (Instituto de Química da UFRRJ), utilizando-se pastilhas de KBr (5 mg de AH

liofilizado + 200 mg de KBr seco). Os espectros foram analisados utilizando-se o programa ACD 6.0.

3.4.8 Índice de aromaticidade, hidrofobicidade e reatividade

A relação entre a absorbância da banda de absorção na região $3.057\text{-}3.055\text{cm}^{-1}$ e em $2.934\text{-}2.928\text{cm}^{-1}$ foi denominada, neste trabalho, de índice de aromaticidade, uma vez que expressa a relação entre o estiramento de C-H de grupos aromáticos e estiramento axial assimétrico de C-H alifático, respectivamente (Chefetz et al., 1996; Dick et al., 2003).

Por outro lado, a relação entre a absorbância da banda de absorção na região 2.928cm^{-1} e $1.050\text{-}1.080\text{cm}^{-1}$ foi identificada, neste trabalho, de índice de hidrofobicidade, uma vez que expressa a relação entre grupos apolares (CH_3) e polares ($-\text{OH}$, C-O), respectivamente, adaptado de Freixo et al. (2002). A razão entre as bandas de absorção a $1.720\text{-}1.700/1.545\text{-}1505$, foi denominada, neste trabalho índice de reatividade, por expressar a relação entre estiramentos C=O de COOH e cetonas e o estiramento de C=C aromático (Capriel et al., 1995; Dick et al., 2003).

3.4.9 Índice de polaridade.

Também utilizando os dados da composição elementar foi calculado o índice de polaridade conforme Torrentes et al. (1997). Este índice foi aplicado neste estudo para avaliar o comportamento dos ácidos húmicos quanto à presença de compostos polares e apolares. Sendo obtido da seguinte forma:

$$\text{Índice de Polaridade} = \%O + \%N/\%C$$

3.5 Comparação dos Resultados e Análises Estatísticas

Os perfis de Organossolos foram comparados de forma qualitativa quanto a sua relação com o ambiente de formação, a distribuição das substâncias húmicas e suas relações com atributos físicos e químicos.

As inferências sobre outros resultados foram efetuadas com base nas seguintes técnicas estatísticas: análise de correlação, média, desvio padrão da média, correlações de Pearson, testes para médias e estatísticas multivariada de componentes principais dentre outras, assim como a avaliação dos dados através de estatística descritiva e em programas de computação e algoritmos dos próprios instrumentos espectroscópicos.

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 Ambiente de Formação, Morfologia e Classificação dos Organossolos

Para facilitar a interpretação dos resultados são apresentadas a seguir algumas informações sobre a paisagem e histórico de uso de cada perfil além de algumas características morfológicas (Tabela 7) dos Organossolo avaliados.

Os perfis RJ01 a RJ04 e o RJ08 estão localizados na região Sudeste, em ambiente tropical úmido, feição de Mata Atlântica em várzeas litorâneas sem influência marinha atual. O perfil MA05, na região pré-amazônica maranhense, está em zona equatorial, também em feição de várzea, porém em ambiente lagunar, sem influência marinha atual. Os perfis PR06 e PR07, na região Sul, estão em ambiente subtropical de altitude e campo subtropical.

O perfil RJ01 localiza-se em área da Reserva Biológica Poço das Antas (REBIO - Casemiro de Abreu / Silva Jardim) cujo acesso se dá apenas por trilhas, portanto tem menor pressão antrópica que outros pontos da Reserva. No entanto, periodicamente, ocorrem queimadas pelo próprio acúmulo de biomassa vegetal e as características da turfa, assim podem ser consideradas como um fenômeno natural. Após a queimada, que pode durar vários dias, o solo é novamente recoberto pela vegetação (Fotos no anexo 2). Nesta área não houve drenagem e não há uso agrícola. Este perfil apresenta horizontes orgânicos intercalados com horizontes minerais. O lençol freático encontrava-se a 116 cm de profundidade. Além da variação de valor e croma nos horizontes, nota-se a estrutura em blocos subangulares no Hbd1, situado abaixo de duas camadas Cg (Tabela 7).

O perfil RJ02 situa-se em Silva Jardim, às margens da BR 101, em área que até pouco tempo antes da amostragem era recoberta com vegetação de floresta tropical de várzea (Fotos no anexo 2). Assim, foi recentemente queimada e destocada para implantação de pastagem, porém, como a área permanecia alagada à queima afetou mais a cobertura vegetal arbórea e arbustiva que a matéria orgânica do solo. Este perfil apresenta aproximadamente 5% em volume de caules e galhos de árvores e arbustos, provenientes do desmatamento, e em estágio inicial de decomposição sobre o solo. Nota-se material (tecido vegetal ainda identificável) apodrecido e uniforme, principalmente, nos horizontes Hdo2 e Hdo3, com muitas fibras. O lençol freático estava a 43 cm, coincidente com o Hdo3. A cor não apresentou grande variação entre valor e croma (Tabela 7).

No município de Macaé (RJ) localizam-se os perfis RJ03 e RJ04, em propriedades rurais as margens da BR 101 (Fotos no anexo 2), ambos originalmente sob vegetação de floresta higrófila de várzea e campo higrófilo e muito mal drenados. No final da década de 70,

estas áreas foram drenadas para implantação de agricultura, com lavouras de arroz inundado em rotação com feijão e milho. Porém, nos últimos 10 anos, a propriedade onde se localiza o perfil RJ03 tem sido utilizada para criação de gado Nelore, com pastagem consorciada em sistema rotacionado. Na área do perfil RJ04, há intenso uso agrícola com lavouras anuais rotacionadas de milho e feijão, com revolvimento por mecanização constante e uso intenso de adubos e defensivos, ficando o solo, em alguns períodos do ano, exposto a insolação e sem cobertura vegetal ou apenas de plantas espontâneas. Ainda, na área do perfil RJ03 os drenos têm menor profundidade, logo no período chuvoso o lençol está próximo à superfície do solo. Enquanto na área do perfil RJ04, a profundidade dos drenos é de 1,5 a 2 metros. Nestes dois perfis, ocorrem camadas Cg intercaladas com horizontes orgânicos que nas maiores profundidades protegem o material orgânico ali depositado. Destaca-se nestes perfis a consistência dura/firme e muito dura/firme quando seco e úmido e a estrutura granular e blocos subangulares nos dois primeiros horizontes (Tabela 7). O lençol freático no perfil RJ03 encontrava-se a 42 da superfície, enquanto que no perfil RJ04 estava a cerca de 120 cm.

O perfil MA05 ocorre em ambiente palustre, na área inundável do lago Anananzal, no assentamento Anananzal, sendo cultivado com lavouras de subsistência e arroz, em sistema de manejo primitivo, por cerca de 6 meses no ano (Fotos no anexo 2) no período da seca, que é bem definido no Estado do Maranhão. Na época das cheias a área é inundada e a lâmina de água recobre todo o solo e a área de cultivo; assim, novos materiais orgânicos e minerais são adicionados, formando um Organossolo onde os processos pedogenéticos se alternam anualmente com os de geogênese. Este perfil também apresenta horizontes orgânicos intercalados com horizontes minerais, destaca-se ainda a cor preta dos horizontes e a consistência variando de dura e muito dura (Tabela 7). O lençol freático estava a 60cm da superfície na época de coleta.

Os perfis PR06 e PR07 estão em paisagem de planalto em Ponta Gross (PR) (Fotos no anexo 2). O PR06, segundo os dados disponíveis, não foi submetido a uso agrícola, ou seja, tem ação antrópica mínima. O lençol freático no perfil PR06 estava a 55cm da superfície. O perfil PR07 foi drenado para o cultivo de arroz na década de 80, permanecendo com este uso, em sistema irrigado por inundação, por cerca de dez anos. Em seguida, a área de cultivo foi abandonada, porém, não foi alagado novamente, o que ocasionou queimadas regulares da turfa nos últimos anos. Destaca-se no perfil PR07 a presença de horizonte Ap (Tabela 7), caracterizado pela redução do teor de C, influenciada pela queima do material orgânico, com muitas cinzas e restos de material cuja identificação não foi possível no campo.

Também no Estado do Rio de Janeiro e coletado após os demais, o perfil RJ08, em área de campo higrófilo de várzea, localiza-se no mesmo ambiente dos perfis RJ03 e RJ04. Esta área pela sua situação na paisagem, abaciada e entre morros de relevo ondulado e suave ondulado (Fotos no anexo 2), permanece com lençol freático elevado quase todo o ano, assim segundo informação local, nunca foi utilizada para lavoura ou pastagem. Este perfil foi tomado como de referência para comparar variações na natureza da matéria orgânica, em função do uso agrícola, e efeitos da drenagem sobre a subsidência dos Organossolos, pela menor influência antrópica sobre o mesmo. Destaca-se neste perfil a presença de muitas fibras grandes, identificáveis ao olho nu, porém muito frágeis, desfazendo-se com pouco manuseio, além da presença de material lenhoso em estágio intermediário de decomposição. A consistência do material mostrou-se dura quando seco (Tabela 7).

Todos os perfis foram classificados como Organossolos Háplicos, de acordo com o SiBCS (Embrapa, 2006), o que foi um pré-requisito para este estudo, de forma a permitir homogeneidade dos solos neste nível taxonômico de subordem. Os perfis RJ03, RJ4, PR06, PR07 e RJ08 foram classificados como Organossolos Háplicos Hêmicos típicos e os demais como Organossolos Háplicos Sápricos típicos. O perfil RJ01 foi classificado como Organossolo Háplico Hêmico térrico, por apresentar camadas constituídas por material mineral (Cg), com espessura cumulativa de 33cm, dentro de 100 cm da superfície do solo.

Tabela 7: Algumas características morfológicas dos perfis de Organossolos.

Perfil	Horizonte	Espessura (cm)	Cor Munsel (úmida)	Consistência	Estrutura
RJ01	Hdp1	12	Preto (10YR 2/1)	Muito friável	Granular
RJ01	Hdp2	12	Bruno escuro (10YR 3/3) mesclado bruno amarelo escuro (10YR 4/4)	Muito friável Ligeiramente dura	Granular
RJ01	Cg1	22	Cinzento escuro (5YR 4/1)	Firme Ligeiramente dura	Maciça
RJ01	Cg2	11	Cinzento rosado (7,5 YR 7/2)	Firme/ligeiramente dura	Maciça
RJ01	Hbd1	19	Bruno muito escuro (10YR 2/2) mesclado Bruno avermelhado (2,5YR 4/4)	Macia/muito friável	Blocos subangulares
RJ01	Hbd2	40	Preto (10YR 2/1)	Macia/muito friável	Maciça
RJ01	Hbd3	90+	Cinzento muito escuro (10YR 3/2)	Macia/ firme	Maciça
RJ02	Hdop1	19	Bruno muito escuro (10YR 2/2)	Solta/firme	Aspecto maciço com poucas fibras
RJ02	Hdo2	21	Cinzento muito escuro (10YR 3/1)	Macia/dura	Aspecto maciço com muitas fibras
RJ02	Hdo3	27+	Bruno acinzentado muito escuro (10YR 3/2)	Muito dura/ muito friável	Aspecto maciço muito fibrosa
RJ03	Hdp1	6	Bruno muito escuro (10YR 2/2)	Dura/firme	Granular/blocos subangulares
RJ03	Hdp2	11	Cinzento muito escuro (10YR 3/1)	Dura/firme	Blocos subangulares
RJ03	Cg1	3	Bruno acinzentado (10YR 5/2)	Dura/firme	Maciça
RJ03	Hbd3	12	Preto (10YR 2/1)	Dura/firme	Maciça
RJ03	Cg2	6	Bruno acinzentado (10YR 5/2)	Dura/firme	Maciça
RJ03	Hbd4	18+	Preto (10YR 2/1)	Dura/firme	Maciça
RJ04	Hdp1	10	Preto (10YR 2/1)	Dura/friável	Moderada pequena granular
RJ04	Hdp2	10	Preto (10YR 2/1)	Muito dura/firme	Maciça a fraca pequena Granular
RJ04	Cg1	8	Bruno acinzentado claro (10YR 6/1)	Muito dura/firme	Maciça
RJ04	Hbd3	5	Preto (10YR N 2)	Solta friável	Granular
RJ04	Cg2	6	Cinzento brunado claro (10YR 6/2)	Muito dura/ firme	Maciça
RJ04	Hbd4	14	Preto (10YR 2/1)	Solta/friável	Maciça com fibras
RJ04	Hbd5	18+	Bruno acinzentado (10YR 5/2)	Solta/friável	Maciça com fibras

Tabela 7: Algumas características morfológicas dos Organossolos.

MA05	Hdo1	13	Preto (10YR N 2)	Muito friável/dura	Maciça/muito pequena granular
MA05	Hdo2	14	Preto (10YR N 2)	Muito dura/muito friável	Maciça
MA05	Cg1	19	Bruno muito claro acinzentado (10YR 7/3)	Dura/firme	Maciça
MA05	Hbd3	15	Preto (10YR N 2)	Muito dura/muito friável	Maciça
MA05	Hbd4	13+	Preto (10YR N 2)	Muito dura/muito friável	Maciça
PR06	Hdop1	9	Preto (10YR N 2)	Macia/muito friável	Pequena granular
PR06	Hd2	18	Preto (10YR N 2)	Muito friável/ligeiramente dura	Maciça
PR06	Hd3	28	Preto (10YR 2/1)	Friável/ligeiramente dura	Maciça
PR06	Hd4	20+	Bruno muito escuro (10 YR 2/2)	Dura/friável	Maciça
PR07	Ap	15	Bruno muito claro acinzentado (10YR 7/3)	Macia/friável	Pequena granular
PR07	Hdp1	31	Preto (7,5YR N2)	Muito friável/ dura	Maciça
PR07	Hd2	21+	Preto (7,5YR N2)	Dura/friável	Maciça
RJ08	Hdop1	18	Preto (10YR 2/1)	Dura/firme	Moderada pequena granular
RJ08	Hdo2	18	Bruno muito escuro (10 YR 2/2)	Dura/firme	Maciça/ muitas fibras grandes
RJ08	Hdo3	22+	Bruno muito escuro (10 YR 2/2)	Dura/firme	Maciça/muitas fibras grandes

4.2 Caracterização Química dos Organossolos

4.2.1 pH e acidez do solo

Para os horizontes orgânicos o pH em água apresentou valor máximo de 5,1, médio de 4,5 e mínimo de 3,9 (Tabela 8), superiores aos valores máximo (4,4), médio (4,0) e mínimo (3,9) determinados pela solução de KCl 1 mol L⁻¹. A diferença nos valores entre os dois métodos de pH foi de 0,3 a 0,8 unidades, com o pH em água maior que o em KCl (Figura 6).

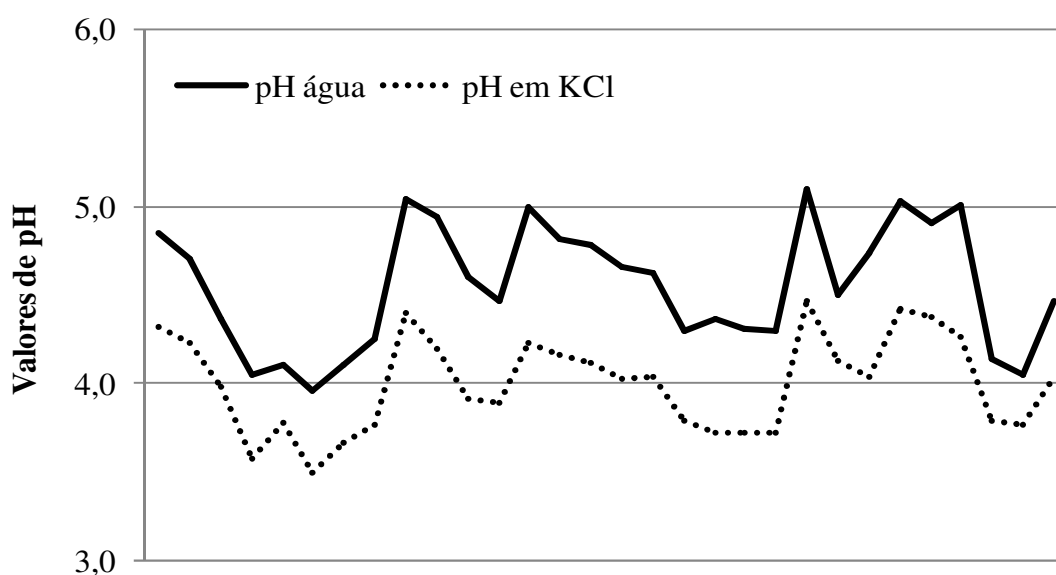


Figura 6. Valores de pH em água e em KCl nas amostras de Organossolos.

Esses resultados devem-se ao efeito da solução de KCl que, ao interagir com as superfícies das partículas do solo, induz a troca de cátions com maior eficiência devido à maior concentração dos íons K⁺, liberando íons H⁺ proveniente de radicais carboxílicos (principalmente) e fenólicos oriundos da matéria orgânica (Raij et al., 1982) e Al³⁺ para a solução, como consequência tem-se um aumento da acidez ativa e a diminuição no valor de pH. A concentração de sais na solução do solo ou na água afeta o pH, principalmente em Organossolos formados em regiões de várzea com influência das marés (Ebeling et al., 2004). Conforme Wolkweiss (1989) quanto maior a concentração de sais, maior é a hidrólise de compostos de ferro e alumínio, o que também contribui para aumentar a concentração de hidrogênio na solução.

Lepsch et al. (1990), estudando Organossolos do Vale do Ribeira, encontraram para materiais orgânicos valores de pH em KCl 1mol L⁻¹, em média 0,95 unidades mais baixos quando comparados com o pH em água, e para materiais orgânicos tiomórficos valores 0,25 unidades mais baixos. Zelazny & Carlisle (1974) constataram em Histosols da Flórida

variações de pH em KCl 1 mol L^{-1} entre 0,4 e 0,7 unidades de pH mais baixo quando comparados às determinações realizadas em água. Esses valores estão dentro da faixa encontrada por Plieski et al. (2004) estudando a acidez de solos orgânicos de diferentes regiões do Brasil, onde os valores de pH em KCl variaram de 1,6 a 5,1. Para materiais orgânicos uma grande parte dessa acidez deve-se provavelmente à extração, pela solução salina (KCl 1N), de moléculas orgânicas de radicais carboxílicos (Camargo et al., 1986). Volk & Schnitzer (1973) estudando a subsidência em Organossolos cultivados durante anos na Flórida encontraram valores de pH em água de 5,4 a 7,9.

Para a maioria dos solos os valores de pH decresceram em profundidade, tanto para o pH em água quanto em KCl. Somente para o perfil MA05 os valores de pH se mantiveram constantes. Isso se deve muito provavelmente a alternância de alagamento e secagem da área, uma vez que este perfil se encontra no fundo de uma lagoa, que durante cerca de 6 meses do ano está cheia de água e nos outros meses a área é usada para agricultura de subsistência.

Perez et al. (2009), em estudo comparando estequiometria da relação H/Al em solos orgânicos e minerais encontrou valores de pH em água para horizontes orgânicos variando de 3,0 a 5,9. Ebeling et al. (2008), analisando a acidez e outros atributos de solos com elevados teores de matéria orgânica de diferentes regiões do Brasil, encontraram valores de pH em água para Organossolos variando de 1,7 a 5,9. Valladares et al. (2008), aplicando a análise de componentes principais e métodos multicritério em estudo com Organossolos, encontrou valores de pH em água variando de 2,8 a 5,8. Os baixos valores de pH em água encontrados por alguns autores, geralmente menores que 3,5, são devidos à presença de camada de materiais sulfídricos em sub-superfície, muito comum em Organossolos de ambientes de várzeas e das planícies litorâneas (Embrapa, 2006). Em geral, os Organossolos são muito ácidos, como podemos perceber pela literatura citada que poucos horizontes orgânicos apresentam pH do solo superior a 5,5, valor geralmente tomado como limite inferior para o desenvolvimento adequado da maioria das plantas cultivadas em solos minerais.

Podemos observar pela Figura 7 que houve elevada correlação entre o pH determinado em água com o pH determinado em KCl ($r = 0,938$; $p \leq 0,00$). Este resultado mostra a importância das soluções salinas para a determinação do pH em solos com elevados teores de matéria orgânica, principalmente nos Organossolos, podendo servir como um bom indicativo para a correção da acidez em áreas de agricultura.

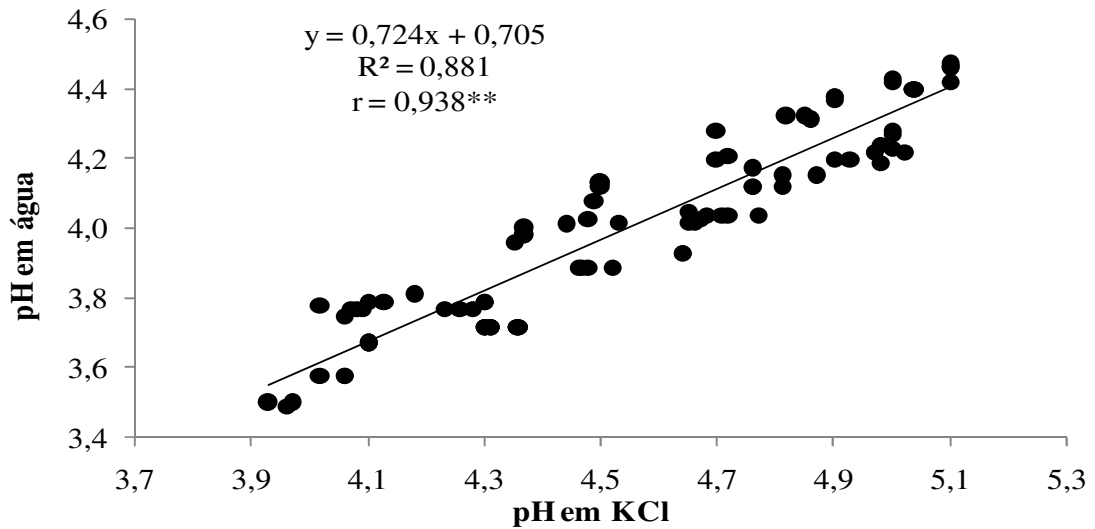


Figura 7: Correlação entre os valores de pH em água e o pH determinado pela solução de KCl 1 mol L⁻¹.

Ebeling et al. (2008) avaliando a acidez e outros atributos de solos com elevados teores de matéria orgânica, em Organossolos de diferentes regiões do Brasil, também encontrou alta correlação entre estas duas variáveis ($r = 0,86$; $p \leq 0,01$). O mesmo foi relatado por Valladares et al. (2008), em trabalho de caracterização de solos com elevados teores de matéria orgânica, onde o coeficiente de correlação observado foi de 0,82 (r , $p \leq 0,05$). Lepsch et al. (1990), em estudo com Organossolos do Vale do Ribeira Iguape (SP), verificaram correlações altamente significativas entre o pH em água e o pH em KCl 1 mol L⁻¹, e também sugeriram o uso de solução salina para a determinação do pH em Organossolos. Dolman & Buol (1967) afirmam que o pH em solos orgânicos depende de fatores como Al hidrolisável, drenagem, ácidos orgânicos livres e o método usado; como também salientam Ling & Siong (1979), afirmando que o pH e o poder tampão do reagente são de importância fundamental na determinação da acidez potencial dos Organossolos.

Tabela 8: Resultado das análises químicas dos perfis de Organossolos.

Perfil	Horiz.	pH água	pH KCl	Ca ²⁺	Mg ²⁺	K ⁺	Na ⁺	Al ³⁺	H ⁺	H + Al	T	S	V	P	Sat_Na	Al sat.
RJ01	Hdp1	4,84	4,32	0,50	1,13	0,27	0,36	0,90	14,28	15,18	17,5	2,3	13	37	2	28
RJ01	Hdp2	4,71	4,23	0,33	1,67	0,19	0,35	0,73	10,49	11,22	13,8	2,5	18	40	3	22
RJ01	Cg1	4,34	3,84	0,40	2,73	0,14	0,36	3,43	17,20	20,63	24,3	3,6	15	14	1	49
RJ01	Cg2	4,25	3,76	0,30	1,47	0,14	0,32	4,21	10,81	15,02	17,3	2,2	13	22	2	66
RJ01	Hbd1	4,36	3,98	0,47	1,60	0,14	0,36	5,50	15,13	20,63	23,2	2,6	11	14	2	68
RJ01	Hbd2	4,05	3,58	2,13	3,63	0,14	0,66	4,97	46,18	51,15	57,7	6,6	11	19	1	43
RJ01	Hbd3	4,10	3,78	0,90	1,70	0,13	0,36	5,33	40,54	45,87	49,0	3,1	6	22	1	63
RJ02	Hdop1	3,95	3,50	1,00	1,53	0,21	0,67	3,80	28,21	32,01	35,4	3,4	10	3	2	53
RJ02	Hdo2	4,10	3,67	3,40	4,83	0,29	1,80	4,43	46,79	51,22	61,5	10,3	17	5	3	30
RJ02	Hdo3	4,26	3,77	3,30	4,90	0,29	1,80	4,50	53,00	57,50	67,8	10,3	15	5	3	30
RJ03	Hdp1	5,04	4,40	6,60	3,90	0,34	0,97	0,87	16,29	17,16	29,0	11,8	41	38	3	7
RJ03	Hdp2	4,94	4,20	5,70	2,83	0,20	0,67	1,37	16,78	18,15	27,6	9,4	34	31	2	13
RJ03	Cg1	4,08	3,88	2,67	2,97	0,24	0,67	1,63	21,47	23,10	29,7	6,6	22	15	2	20
RJ03	Hbd3	4,81	4,16	4,47	2,23	0,24	0,11	1,50	23,91	25,41	32,5	7,1	22	41	0	18
RJ03	Cg2	4,10	3,86	3,03	2,43	0,13	0,34	1,89	27,15	29,04	35,0	5,9	17	14	1	24
RJ03	Hbd4	4,47	3,89	8,80	5,17	0,11	0,25	2,87	40,03	42,90	57,2	14,3	25	13	0	17
RJ04	Hdp1	4,99	4,23	4,33	2,67	0,31	0,08	0,97	23,62	24,59	32,0	7,4	23	51	0	12
RJ04	Hdp2	4,81	4,16	4,47	2,23	0,24	0,11	1,50	23,91	25,41	32,5	7,1	22	41	0	18
RJ04	Cg1	4,10	3,99	3,00	2,57	0,18	0,15	1,82	16,29	18,15	30,3	5,6	19	11	1	25
RJ04	Hbd3	4,78	4,12	5,53	3,00	0,15	0,22	3,83	33,79	37,62	46,5	8,9	19	8	0	30
RJ04	Cg2	4,10	3,96	3,00	2,70	0,14	0,26	3,67	16,79	20,46	26,5	6,0	23	2	1	38
RJ04	Hbd4	4,66	4,02	6,20	3,60	0,13	0,31	3,50	34,29	37,79	48,0	10,3	21	6	1	25
RJ04	Hbd5	4,62	4,04	11,47	4,60	0,14	0,35	2,07	41,33	43,40	60,0	16,6	28	7	1	11

Tabela 8: Resultado das análises químicas dos perfis de Organossolos.

Perfil	Horiz.	pH água	pH KCl	Ca ²⁺	Mg ²⁺	K ⁺	Na ⁺	Al ³⁺	H ⁺	H + Al	T	S	V	P	Sat_Na	Al sat.	
													cmol _c dm ⁻³	%	Mg _d dm ⁻¹		
MA05	Hdo1	4,30	3,79	9,00	9,23	1,30	0,81	2,73	16,57	19,31	39,6	20,3	51	15	2	12	
MA05	Hdo2	4,36	3,72	7,07	7,90	0,96	0,44	4,97	23,91	28,88	45,3	16,4	36	14	1	23	
MA05	Cg1	5,04	4,20	1,70	3,37	0,67	0,43	4,47	10,38	14,85	20,6	5,7	28	14	2	44	
MA05	Hbd3	4,31	3,72	5,63	8,73	1,15	0,48	5,17	20,24	25,41	41,4	16,0	39	13	1	24	
MA05	Hbd4	4,30	3,72	5,83	8,20	0,74	0,32	3,07	20,03	23,10	38,2	15,1	40	3	1	17	
PR06	Hdop1	5,10	4,46	8,13	2,60	0,13	0,04	1,20	26,03	27,23	38,1	10,9	29	5	0	10	
PR06	Hd2	4,50	4,13	6,97	3,07	0,06	0,00	0,80	22,19	22,99	33,1	10,1	31	1	0	7	
PR06	Hd3	4,73	4,04	6,43	2,03	0,02	0,00	2,50	18,68	21,18	29,7	8,5	29	0	0	23	
PR06	Hd4	5,03	4,42	6,30	1,73	0,03	0,00	2,80	16,29	19,09	27,1	8,1	30	0	0	26	
PR07	Ap	6,50	6,28	8,2	4,10	0,20	0,08	0,00	4,10	1,16	13,7	12,6	92	14	1	0	
PR07	Hdp1	4,90	4,38	8,13	4,37	0,02	0,02	0,23	24,08	24,31	36,9	12,5	34	38	0	2	
PR07	Hd2	5,00	4,26	7,80	4,00	0,02	0,01	0,60	14,86	15,46	27,3	11,8	43	22	0	5	
RJ08	Hdop1	4,13	3,79	8,67	3,03	0,12	0,14	2,73	31,76	34,49	46,4	12,0	26	4	0	19	
RJ08	Hdo2	4,05	3,77	10,30	6,33	0,11	0,18	3,27	37,06	40,33	57,3	16,9	30	3	0	16	
RJ08	Hdo3	4,47	4,04	10,53	9,13	0,11	0,17	2,07	45,71	47,78	67,7	20,0	29	6	0	9	
	Máximo	5,1	4,4	11,47	9,23	1,30	1,80	5,50	53,00	57,50	67,7	20,3	54	51	14	68	
	Mínimo	3,9	3,9	0,33	1,13	0,02	0,00	0,23	10,49	11,22	13,8	2,3	6	0	0	1	
	Médio	4,5	4,0	5,67	4,07	0,28	0,41	2,75	27,83	30,58	41,0	10,4	27	15	1	22	
	Dp	0,35	0,27	3,12	2,41	0,32	0,45	1,60	11,73	12,91	13,4	5,0	13	15	2	16	
	C_var	7,59	6,66	54,97	59,23	115,54	109,93	58,14	42,16	42,20	32,6	47,7	50	96	172	73	

RJ = Rio de Janeiro; MA = Maranhão; PR = Paraná; Valor T = soma de (S +(H +Al)); Valor S = soma de bases (Ca²⁺+Mg²⁺+K⁺+Na⁺); Valor V% = ((Valor S/Valor T)*100); Sat_Na = Saturação por sódio ((Na/T)*100); Al sat. = Saturação por alumínio ((Al/(Al+S))*100). Dp = Desvio padrão; C_var = Coeficiente de variação.

4.2.2 Elementos extraíveis e tocáveis

A composição química dos solos orgânicos é influenciada diretamente pela natureza do material orgânico, pelo grau de decomposição da matéria orgânica, pela porção mineral e pela composição química da água de formação, o que contribui para que ocorra ampla variação na composição do complexo de troca destes solos entre si e entre os horizontes de um mesmo perfil (Andriessse, 1988; Galvão & Vahl, 1996).

Generalização comum nas publicações de solos é a de que, quimicamente, os Organossolos são fortemente ácidos, com teores elevados de Al trocável. Na Tabela 8 são apresentados os resultados das análises químicas dos solos desse estudo. Segundo classificação de (Lucas, 1982; Andriessse, 1988) os teores de Ca e Mg são médios, podendo chegar a altos, e os de K baixos.

A capacidade de troca catiônica dos Organossolos é elevada, em função dos altos teores de matéria orgânica. Entretanto, a saturação por bases em geral é baixa, aumentando em profundidade. Por outro lado, em algumas regiões da Flórida e na Holanda em áreas sob influência de material calcário o pH dos solos pode ser superior a 6,0 (Andriessse, 1988).

4.2.3 Cálcio, magnésio, potássio e sódio

Os teores de Ca^{2+} e Mg^{2+} foram elevados para a maioria dos horizontes (Tabela 8). Os teores de Ca^{2+} variaram de 0,33 cmolc dm^{-3} no horizonte Hdp2 do perfil RJ01 a 11,47 cmolc dm^{-3} no horizonte Hbd5 do perfil RJ04, com valor médio de 5,67 cmolc dm^{-3} , desvio padrão de 3,12, porém alto coeficiente de variação 55%. Os teores de Mg^{2+} variaram de 1,13 cmolc dm^{-3} no horizonte Hdp1 do perfil RJ01 a 9,23 cmolc dm^{-3} no perfil MA05, com média de 4,07 cmolc dm^{-3} , desvio padrão de 2,41 e alto coeficiente de variação 59%.

Benites (2001) na caracterização da matéria orgânica em solos de altitude encontrou baixos teores de Ca^{2+} (0,0 – 4,5 cmolc dm^{-3}) e Mg^{2+} (0,0 – 0,7 cmolc dm^{-3}). Ao contrário, Galvão & Vahl (1996) estudando propriedades químicas de Organossolos do litoral do Rio Grande do Sul e Santa Catarina, encontraram altos teores de Ca^{2+} (4,0 – 32,7 cmolc dm^{-3}) e Mg^{2+} (3,0 – 62,6 cmolc dm^{-3}). Resultados semelhantes foram observados por Conceição (1989) e Mendonça (1999) em solos da baixada litorânea do Rio de Janeiro (Ca^{2+} de 2,0 a 15,6 cmolc dm^{-3} ; e Mg^{2+} de 0,3 a 14,7 cmolc dm^{-3}), valores estes muito próximos dos observados por Sakai & Lepsch (1984 e 1987) em Organossolos do Vale do Ribeira em São Paulo (Ca^{2+} de 2,4 a 21,1 cmolc dm^{-3} e Mg^{2+} de 0,4 a 8,6 cmolc dm^{-3}).

Os teores de K^+ são geralmente baixos em Organossolos, como também verificado nos trabalhos de Galvão & Vahl (1996), Couto (1984), Conceição (1989) e Sakai & Lepsch (1984

e 1987). A maioria das amostras neste estudo apresentou valores inferiores a $1,8 \text{ cmolc dm}^{-3}$ (Tabela 8). Porém, Mendonça (1999) encontrou para áreas cultivadas com mandioca em Santa Cruz, RJ, valores altos de até $28,1 \text{ cmolc dm}^{-3}$. Nos trabalhos citados acima os teores de Na^+ foram baixos, semelhantes aos observados nos horizontes estudados (Tabela 8). Segundo Galvão & Vahl (1996) apesar da alta CTC dos Organossolos devida aos elevados teores de matéria orgânica, sua capacidade de reter cátions monovalentes é baixa, justificando os baixos teores dos elementos K^+ e Na^+ nesses solos. Exceções podem ocorrer em solos da planície litorânea, sujeita a influência de marés e lençol freático salino ou salobro.

4.2.4 Alumínio

Os teores de Al^{+3} variaram de $0,23 \text{ cmolc dm}^{-3}$ no horizonte Hdp1 do perfil PR07 a $5,5 \text{ cmolc dm}^{-3}$ no horizonte Hbd1 do perfil RJ01, apresentando um comportamento regular em todos os perfis decrescendo em profundidade. Os teores de Al^{+3} apresentaram correlação negativa com o pH em água ($r = -0,7203^{***}$, $a \geq 0,000$) e com o pH em KCl ($r = -0,7661^{***}$, $a \geq 0,000$). Portanto, com o aumento nos valores de pH, até próximo à neutralidade, ocorre redução do Al^{+3} disponível na solução do solo. Como as diferentes formas químicas do alumínio estão relacionadas ao pH e a composição mineral do sistema (Sposito, 1995), a acidificação do solo tem, como consequência, o aumento da solubilidade dos compostos de alumínio, o que ocasiona o aumento da concentração de alumínio livre na solução do solo. Este fato pode ser observado em solos onde o pH encontra-se abaixo de 5,0 (McClean, 1976, Santos, 1991; Coscione et al., 1998; Menzies, 2003; Rengel, 2003; Manahan, 2001), sendo que raramente ocorrem em pH maior que 5,0 (Lindsay & Walthall, 1996).

A elevada acidez da maioria dos horizontes hísticos, seja por elevados teores de ácidos orgânicos, ou por tiomorfismo, pode superestimar os teores de Al^{+3} trocável, como observado por Ebeling (2006). Na Tabela 8 notam-se valores de Al^{+3} intermediários, embora não ocorra em ambientes tiomórficos, o que corrobora a hipótese que nesses solos a acidez é devida principalmente ao H^+ proveniente dos compostos orgânicos e da hidrólise de outros compostos minerais.

Os métodos para recomendações de calagem e adubações foram desenvolvidos para solos minerais e devem ser modificados para atender às características dos Organossolos e atenuar a sua degradação devido ao aumento da mineralização com a adubação e calagem. O elevado conteúdo de matéria orgânica nesses solos lhes confere uma CTC muito alta e grande poder tampão, sendo necessárias doses muito altas de calcário para corrigir a acidez e elevar o pH do solo, em relação às recomendadas para solos minerais. Porém, essa prática em

Organossolos pode aumentar a atividade microbiana e, conseqüentemente, a taxa de decomposição e mineralização da matéria orgânica, intensificando sua subsidência. Segundo Mendonça (1999), não há necessidade de aplicar grandes doses de calcário em Organossolos, para atingir os níveis de pH considerados ideais para os solos minerais. Uma das razões é a complexação do Al pelos radicais carboxílicos e fenólicos da matéria orgânica, resultando na remoção do alumínio trivalente da solução do solo, mesmo com baixos valores de pH.

4.2.5 Acidez potencial e hidrogênio

O valor da acidez potencial ($H + Al$) foi muito alto em todos os solos, variando de $11,22 \text{ cmolc dm}^{-3}$, no horizonte Hdp2 do perfil RJ01, a $57,50 \text{ cmolc kg}^{-1}$, no horizonte Hdo3 do perfil RJ02 (Tabela 8), muito além dos valores mencionados por Dolman & Buol (1965). Segundo os autores, o teor de H^+ nos Organossolos varia de 0 a $2,5 \text{ cmolc dm}^{-3}$, em solos bem drenados, e de 2 a 12 cmolc dm^{-3} nos solos com má drenagem. Esses valores diferem e muito dos reportados neste trabalho e por Ebeling et al. (2008). Esses autores encontraram valores de H^+ para solos de várzeas e planícies litorâneas variando de 10,0 a $83,6 \text{ cmolc dm}^{-3}$. Para ambientes altimontanos e de planalto, os valores de H^+ foram de 11,9 a $83,6 \text{ cmolc dm}^{-3}$. Pereira et al. (2006), estimando a acidez potencial em solos com alto teor de matéria orgânica pelo método do pH SMP, encontraram valores de $H+Al$ de 10,40 a $89,10 \text{ cmolc dm}^{-3}$.

Em todos os solos o hidrogênio predominou no complexo sortivo, com valores variando de $10,49 \text{ cmolc dm}^{-3}$ no horizonte Hdp2 do perfil RJ01, a $53,0 \text{ cmolc dm}^{-3}$, no horizonte Hdo3 do perfil RJ02, com valor médio de 27,8, coeficiente de variação de 42,1 e desvio padrão de 11,7.

O teor de H^+ trocável dos perfis analisados apresentou correlação positiva e significativa ($r= 0,9483$, $p \geq 0,001$) com os teores de C orgânico determinado pelo CHN. Evidenciando a alta relação da CTC dos Organossolos com o teor de carbono orgânico. A Figura 8 apresenta o diagrama de dispersão do teor de H^+ com o carbono orgânico do solo.

Um ponto importante na determinação do H^+ para Organossolos é o tamponamento da solução extratora. Segundo Jackson (1963), quanto mais forte o receptor de prótons, ou em outras palavras, quanto mais fraco o ácido, maior a quantidade de H^+ extraído do solo. O tamponamento da solução, porém não é suficiente por si só. A variação do pH deve ser suficientemente grande para manter o pH próximo ao ponto em que se deseja o equilíbrio. Sob este aspecto, o acetato de cálcio é falho, pois o tamponamento que apresenta é fraco, próximo à neutralidade. Em Organossolos, devido à elevada acidez o equilíbrio é estabelecido a um pH bem abaixo do pH da solução original (Raij et al., 2001).

O pH dos Organossolos está relacionado à presença de compostos orgânicos, ao hidrogênio e ao alumínio trocável, ao sulfeto de ferro e outros compostos de enxofre oxidáveis. Em contraste com solos minerais, a presença de ácidos orgânicos determina grandemente a acidez, sendo a presença de alumínio solúvel ou hidrolisável de menor importância (Lucas. 1982).

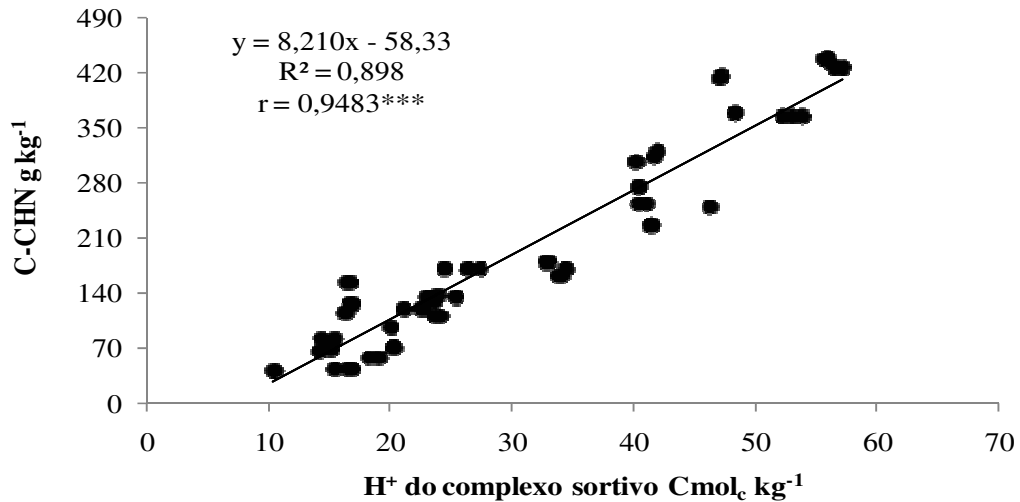


Figura 8: Distribuição dos valores de hidrogênio em função dos teores de carbono determinados pelo CHN.

4.2.6 Soma e saturação por bases

O Valor S variou de 2,27 a 20,34, sendo a média de 10,43 cmolc dm⁻³. Os horizontes Hdp1, Hdp2 e Hdp1 do perfil RJ01 apresentaram valores muito próximos devido à queimada da área há poucos anos. O horizonte que apresentou os maiores teores de valor S foi o Hdo1 do perfil MA05. De um total de 30 amostras de horizontes orgânicos, 5 apresentaram valor S menor ou igual a 5,0 cmolc dm⁻³, mostrando que alguns Organossolos são de baixa fertilidade natural e, se cultivados, podem necessitar de adubações, sejam elas minerais ou orgânicas. Porém, a maioria (18 amostras) apresentou altos valores de soma de bases trocáveis, com Valor S maior que 10 cmolc dm⁻³.

O Valor T variou de 13,76 a 67,72, com média de 41,01 cmolc dm⁻³. De um total de 30 amostras, 27 amostras apresentaram Valor T ou CTC do solo entre 27 e 67 cmolc dm⁻³, valor considerado alto quando comparado a solos minerais. Somente 3 amostras apresentaram valores inferiores a 27 cmolc dm⁻³, nos horizontes Hdp1, Hdp2 e Hdp1 do perfil RJ01. A elevada CTC nos Organossolos deve-se, principalmente, a presença dos colóides orgânicos, que possuem grande superfície específica (Brady, 1989).

O valor T apresentou correlação positiva e significativa ($r = 0,929$, $p \geq 0,000$) com os teores de C orgânico determinado pelo CHN. A Figura 9 apresenta o diagrama de dispersão do Valor T com o teor de carbono orgânico do solo.

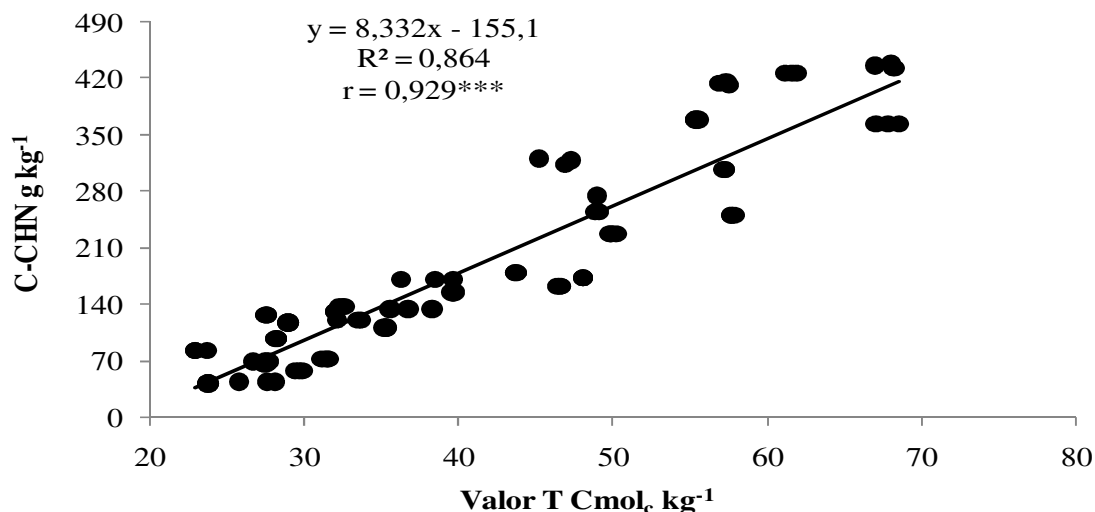


Figura 9: Diagrama de dispersão entre o valor T e os teores de carbono determinados pelo CHN

Resultados semelhantes foram encontrados por Lani (1998) em Organossolos Tiomórficos e Gleissolos Tiomórficos, e por Conceição (1989) em solos não Tiomórficos. Souza Júnior et al. (2001) estudando solos Tiomórficos das várzeas do Rio Coruripe, encontrou valores de H^+ de 3,3 a 39,9 cmolc dm^{-3} e valor T de 22,9 a 110,2 cmolc dm^{-3} .

A saturação por bases (Valor V) variou de 6 a 51%, com 33% dos valores iguais ou inferiores a 20% e 96% dos valores iguais ou inferiores a 50%. Esses resultados expressam o predomínio do H^+ no complexo sortivo do solo, confirmando a hipótese de que a alta CTC dos Organossolos não se traduz diretamente em alta fertilidade natural.

4.2.7 Nitrogênio e relação C:N dos Solos

Os teores de nitrogênio total variaram de 2,8 a 21,3 g kg^{-1} , com média de 10,53 g kg^{-1} . O menor valor foi observado no horizonte Hd4 do perfil PR06, e o maior no horizonte Hdo3 do perfil RJ08 (Tabela 8). Os teores de N apresentaram alta correlação positiva ($r = 0,964***$, $p \geq 0,000$) com os teores de C orgânico do solo (Figura 10). Logo, quanto mais elevado o teor de carbono do solo maior serão os teores de nitrogênio total. Porém, a avaliação da disponibilidade de N para as culturas não deve se basear somente no teor total de N, mas também na relação C/N. Alguns solos têm relação C/N muito alta, fator que pode diminuir a disponibilidade de N para as plantas, pelo fato deste nutriente encontrar-se em formas não disponíveis.

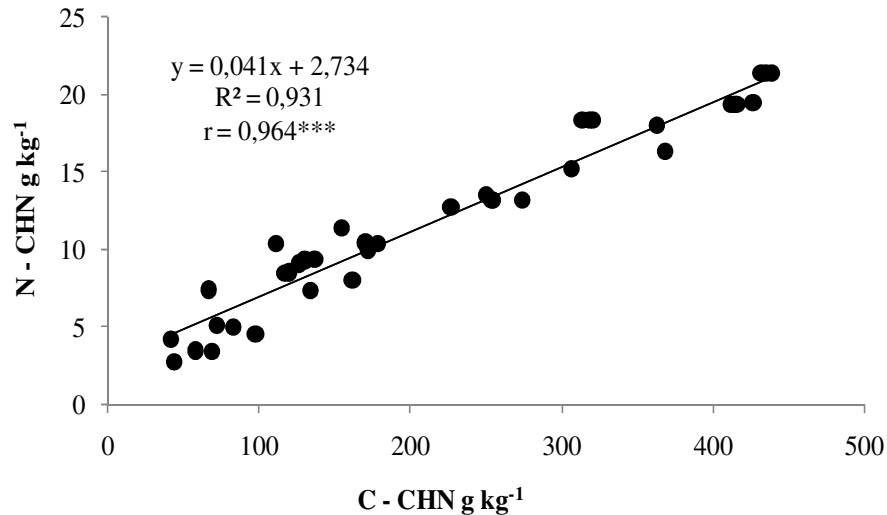


Figura 10: Relação entre a dispersão dos valores de nitrogênio e de carbono orgânico.

Os valores da relação C/N variaram de 9 a 23 g kg⁻¹ (Tabela 9). A relação C/N teve correlação negativa e significativa a 1% ($r=-0,56$) com os valores de pH em água, indicando que quanto mais ácido for o solo maior tenderá a ser sua relação C/N.

Os Organossolos tendem a apresentar elevados teores de nitrogênio total, porém este elemento pode não estar biodisponível. Andriessse (1988) cita como fatores que influenciam na disponibilidade de N a temperatura, a umidade no solo, aeração e a acidez. Parece que pequenas variações da relação C/N também influenciam nesse fenômeno (Blombäck et al., 2003). Para Organossolos em clima tropical, relações C/N superiores a 16 afetam a disponibilidade do N e com isso o desenvolvimento das culturas (Andriessse, 1988). Mendonça (1999) verificou que os teores totais de N variavam com a matéria orgânica do solo. Segundo Andriessse (1988), de maneira geral, esses teores diminuem em profundidade.

4.2.8 Fósforo em Organossolos

O P assimilável (Tabela 9) variou de valores próximos a zero até 51mg dm⁻³, com média de 16mg dm⁻³. Destacam-se os perfis RJ02, RJ08, PR06 que encontram-se em estado natural e apresentaram os menores valores de P, os perfis RJ01, RJ03, RJ04, MA05, PR07 sofreram algum tipo de ação antrópica, como fogo e cultivo e apresentam os maiores valores de P. Os níveis de P foram considerados baixos para a maioria das amostras, já que 46% dos horizontes apresentam valores iguais ou inferiores a 10mg dm⁻³ de P assimilável (Lucas, 1982, Andriessse, 1988). Os teores de P não apresentaram correlação com os teores de C orgânico, sendo o coeficiente $r=0,28$, não significativo.

Existem poucos estudos sobre a aplicação de fosfatos em Organossolos, porém Kakei & Clifford (2002), avaliando o efeito da calagem em Organossolos com plantio florestal,

verificaram que logo após a calagem houve aumento na concentração de P no solo. Mendonça (1999) trabalhando com Organossolos Tiomórficos em Santa Cruz – Rio de Janeiro, também percebeu aumento na disponibilidade de P em áreas onde foi feita a calagem, em comparação a área de várzea com vegetação secundária.

A região dos pântanos salinizados (“salt marsh”), em Massachussetts, foi estudada por Portnoy (1999). Segundo o autor houve grandes alterações no sistema hidrológico original, devido à construção de diques. O monitoramento por um longo tempo (decenal) nas áreas de diques mostrou mudanças nas propriedades químicas dos Organossolos, resultantes dos processos de acidificação, mobilização de ferro bivalente e diminuição do carbono orgânico em função da drenagem (Portnoy, 1999). Ainda, com a decomposição aeróbica da matéria orgânica, houve liberação abundante de nitrogênio amoniacal e mineralização de fósforo. Nas áreas sem drenagem a concentração do amônio e dos fosfatos da água do solo foi menor e a dos sólidos orgânicos maiores.

Tabela 9: Teor de N, relação C/N e P nos horizontes orgânicos dos perfis

Perfil	Horizonte	N	C/N	P
		g kg ⁻¹		mg dm ⁻³
RJ01	Hdp1	7,4	9	37
RJ01	Hdp2	4,2	10	40
RJ01	Hbd1	5,0	16	14
RJ01	Hbd2	13,5	19	19
RJ01	Hbd3	13,2	20	22
RJ02	Hdop1	16,3	23	3
RJ02	Hdo2	19,4	22	5
RJ02	Hdo3	18,0	20	5
RJ03	Hdp1	8,5	14	38
RJ03	Hdp2	9,1	14	31
RJ03	Hbd3	10,4	17	15
RJ03	Hbd4	15,2	20	13
RJ04	Hdp1	9,3	14	51
RJ04	Hdp2	9,4	14	41
RJ04	Hbp3	8,0	20	8
RJ04	Hbd4	9,9	17	6
RJ04	Hbd5	12,7	18	7
MA05	Hdo1	11,4	14	15
MA05	Hdo2	10,4	11	14
MA05	Hbd3	5,1	14	13
MA05	Hbd4	4,6	21	3
PR06	Hdop1	10,5	16	5
PR06	Hd2	8,6	14	1
PR06	Hd3	3,5	16	0
PR06	Hd4	2,8	15	0
PR07	Hdp1	7,4	18	38
PR07	Hdp2	3,5	20	22
RJ08	Hdop1	18,3	17	4
RJ08	Hdo2	19,3	21	3
RJ08	Hdo3	21,3	20	6
	Máximo	21,30	23	51
	Mínimo	2,80	9	0
	Médio	10,53	17	16
	Dp	5,19	3,58	14,61
	C_var	49,25	21,29	91,45

4.3 Caracterização Física dos Organossolos

4.3.1 Densidade do solo (Ds)

A densidade do solo variou em função da heterogeneidade das frações orgânicas e minerais na constituição do solo e às diversas atividades agrícolas e formas de manejo utilizadas nas áreas. Os valores foram de 0,09 a 0,93 Mg m⁻³, com média de 0,44 Mg m⁻³ e desvio padrão de 0,23, porém com alto coeficiente de variação (52%) (Tabela 10).

Valladares et al. (2008), aplicando métodos multicritério na análise de propriedades de Organossolos, encontraram valores de densidade de 0,07 a 0,80 Mg m⁻³. Já em outro estudo de caracterização de Organossolos do Brasil, Valadares (2003) encontrou valores de Ds em horizontes hísticos variando de 0,05 a 1,06 Mg m⁻³, com média 0,57, mediana 0,64 e a classe modal entre 0,60 e 0,75 Mg m⁻³. Valores nessa magnitude foram também encontrados por Conceição et al. (1999). Kämpf & Schneider (1989), caracterizando solos orgânicos no Rio Grande do Sul, encontraram Ds variando de 0,07 a 0,38 Mg m⁻³. Nichols & Boelter (1984), estudando turfas das regiões de Minnesota, Wisconsin e Michigan encontraram valores de densidade de 0,009 a 0,37 Mg m⁻³, onde dentre as 176 amostras utilizadas, 95% dos valores de Ds se situavam na faixa de 0,009 a 0,250 Mg m⁻³, e menos de 5% entre 0,250 a 0,374 Mg m⁻³.

Boelter (1969), avaliando propriedades físicas de solos de turfa, postulou que materiais fibricos teriam densidades inferiores a 0,075 Mg m⁻³, materiais hêmicos densidades entre 0,075 a 0,195 Mg m⁻³ e materiais sápricos densidades superiores a 0,195 Mg m⁻³. Segundo INCORA (1974), na Colômbia são mais comuns os valores inferiores a 0,5 Mg m⁻³, resultados estes diferentes dos encontrados em solos brasileiros. Essa variação pode ser explicada pelo efeito da altitude na qualidade da matéria orgânica (espécies vegetais), da natureza dos componentes da fração mineral e do clima mais quente em ambientes de várzeas das planícies litorâneas. A união destes fatores interfere na qualidade do material orgânico depositado no solo, nos processos de decomposição e nos compostos orgânicos formados.

A densidade do solo foi afetada pelo manejo imposto nas áreas analisadas, podemos notar ligeiro aumento na densidade do solo nos horizontes superficiais dos perfis RJ01, RJ03, RJ04, MA05 e PR07 quando comparados com os horizontes subsuperficiais. Diferentemente do observado nos perfis RJ08, PR06 e RJ02 onde a densidade do solo aumenta em profundidade e o conteúdo de MO diminui.

A Figura 11 apresenta o diagrama de dispersão e a regressão da Ds em função do teor de carbono orgânico determinado pelo CHN ($r = -0,7443$, $p \geq 0,000$). Este coeficiente de regressão indica que com o aumento do teor de carbono no solo ocorre diminuição da densidade, o que é explicado pela baixa densidade da matéria orgânica em relação a da fração mineral do solo. Maior teor de C também pode estar associado a melhor agregação e ao aumento da macroporosidade, com conseqüente redução da Ds. Resultados semelhantes foram encontrados por Conceição (1989), Conceição et al. (1999) e Mendonça (1999).

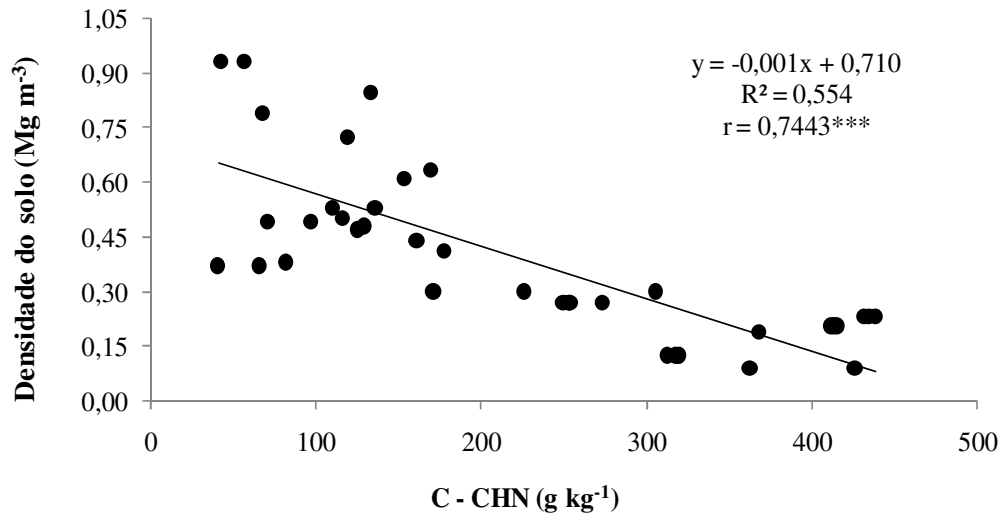


Figura 11: Diagrama de dispersão e regressão da densidade do solo em função do teor de carbono

Em geral, os Organossolos apresentam valores de Ds maiores quando drenados e cultivados, como observado por Couto (1984) que encontrou valores de Ds de 0,44 Mg m⁻³. Ebeling (2004) trabalhando com sete perfis de Organossolos no Estado do Rio de Janeiro observou que nenhum dos solos apresentava densidade do solo inferior a 0,15 Mg m⁻³.

Como exposto por Valladares (2003), a densidade do solo é facilmente alterada pela subsidência, causada por fatores tais como contração pela secagem, compactação física, combustão natural ou induzida, oxidação e mineralização da matéria orgânica. Portanto, segundo o autor a Ds não deveria ser característica essencial na taxonomia de Organossolos, e sim indicadora de modificações antrópicas.

Tabela 10: Algumas características físicas dos horizontes hísticos.

Perfil	Horizonte	Ds	DMO	RM	MM
			Mg m ⁻³		%
RJ01	Hdp1	0,37	0,29	0,10	52,52
RJ01	Hdp2	0,37	0,31	0,10	56,28
RJ01	Hbd1	0,38	0,28	0,12	55,95
RJ01	Hbd2	0,27	0,11	0,10	53,26
RJ01	Hbd3	0,27	0,12	0,10	55,61
RJ02	Hdop1	0,19	0,04	0,10	45,42
RJ02	Hdo2	0,09	0,02	0,05	36,28
RJ02	Hdo3	0,09	0,03	0,04	30,57
RJ03	Hdp1	0,50	0,35	0,10	67,73
RJ03	Hdp2	0,47	0,33	0,10	74,56
RJ03	Hbd3	0,41	0,24	0,12	66,48
RJ03	Hbd4	0,30	0,11	0,11	46,97
RJ04	Hdp1	0,48	0,33	0,10	72,20
RJ04	Hdp2	0,53	0,36	0,11	60,77
RJ04	Hbp3	0,44	0,27	0,11	63,79
RJ04	Hbd4	0,30	0,18	0,08	65,19
RJ04	Hbd5	0,30	0,15	0,10	58,43
MA05	Hdo1	0,61	0,40	0,14	64,45
MA05	Hdo2	0,53	0,40	0,12	79,18
MA05	Hbd3	0,49	0,43	0,09	66,90
MA05	Hbd4	0,49	0,43	0,09	65,69
PR06	Hdop1	0,63	0,33	0,14	59,49
PR06	Hd2	0,72	0,41	0,16	70,85
PR06	Hd3	0,93	0,62	0,21	81,25
PR06	Hd4	0,93	0,66	0,18	87,33
PR07	Hdp1	0,85	0,49	0,16	82,77
PR07	Hdp2	0,79	0,51	0,19	85,11
RJ08	Hdop1	0,12	0,05	0,05	44,31
RJ08	Hdo2	0,21	0,04	0,11	42,60
RJ08	Hdo3	0,23	0,05	0,09	48,62
	Máximo	0,93	0,66	0,21	87,33
	Mínimo	0,09	0,02	0,04	30,57
	Médio	0,44	0,28	0,11	61,35
	Dp	0,23	0,18	0,04	14,41
	C_var	52,06	63,68	34,01	23,49

Ds = Densidade do solo; DMO = Densidade da matéria orgânica; RM = Resíduo mínimo; MM = Material Mineral; Dp = Desvio padrão; C_var = Coeficiente de variação.

4.3.2 Densidade da matéria orgânica (DMO)

A densidade da matéria orgânica (DMO) pode ser calculada segundo a relação $DMO = Ds - [Ds \times (\%MM/100)]$, onde %MM = porcentagem de material mineral, com base na premissa de que o material orgânico tem uma estrutura aberta cujos interstícios estejam

ocupados pelo material mineral (Lynn et al., 1974). Os valores calculados pela DMO variaram de 0,02 a 0,66 Mg m^{-3} , sendo a média de 0,28 Mg m^{-3} (Tabela 10).

Conceição et al. (1999) encontraram valores nessa ordem, porém o mínimo encontrado por eles em solos do Estado do Rio de Janeiro foi de 0,07 Mg m^{-3} . Lynn et al. (1974) relatam DMO de 0,07 Mg m^{-3} , bastante afastada da média observada nestes horizontes; o mesmo autor relata que valores de DMO acima de 0,07 Mg m^{-3} correspondem a solos cultivados. Os perfis RJ02 e RJ08 atendem ao exposto por Lynn et al. (1974), uma vez que estes solos encontram-se saturados com água e em ambiente sem ação antrópica, com o lençol freático próximo a superfície. Valladares (2003) trabalhando com Organossolos de diferentes regiões do Brasil encontrou valores de DMO variando de 0,01 a 0,32 Mg m^{-3} . Este mesmo autor não observou diferenças significativas nos valores de DMO em função do ambiente de formação.

Para a maioria dos perfis foi observada redução da DMO em profundidade, reflexo do maior grau de humificação e mineralização da matéria orgânica nas camadas superficiais, isso pode ser observado nos perfis RJ01, RJ03, RJ04. Em ambientes altimontanos parece haver uma inversão com o aumento da DMO em profundidade como visto no perfil PR06. Semelhante ao observado para o %MM, verificou-se correlação ($r=0,953$, $p=0,01$) altamente significativa entre a Ds e a DMO (Figura 12).

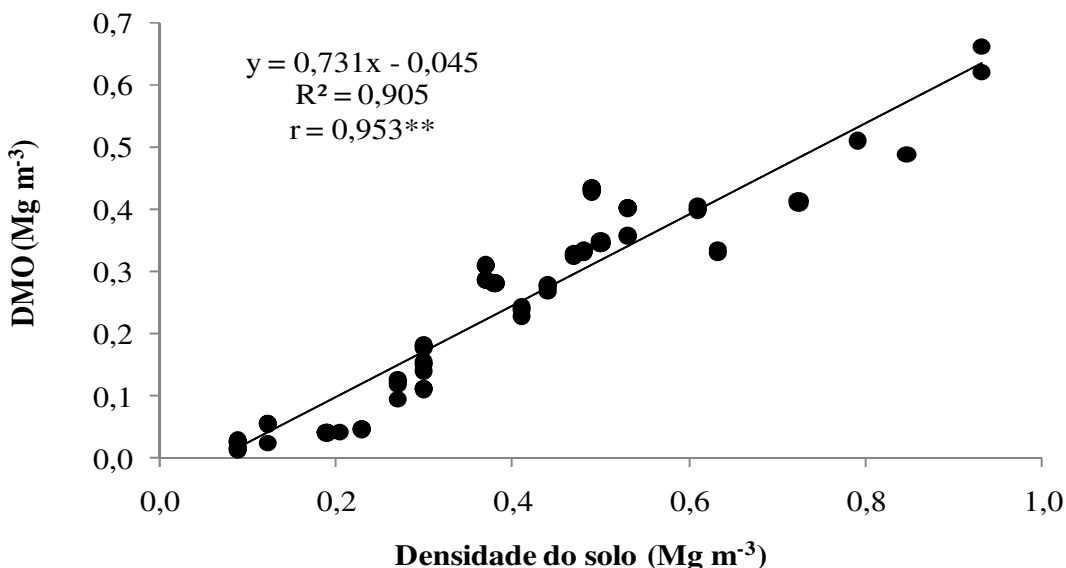


Figura 12: Correlação entre a densidade do solo (Ds) e a densidade da matéria orgânica (DMO).

4.3.3 Porcentagem de material mineral (%MM)

O material mineral do solo é mais denso que o material orgânico e, por isso, quando presente em maiores quantidades, influencia as propriedades físicas dos Organossolos

elevando a sua densidade. O teor de material mineral variou de 30,57 a 87,33%, com valores médios de 61,35%. Com coeficiente de variação de 23,49%, e o desvio padrão de 14,41 (Tabela 10).

Conceição et al. (1999) em trabalho de caracterização de Organossolos no estado do Rio de Janeiro também encontrou variação na %MM de 28,6 a 83,3, o mesmo foi observado por Valladares (2003). D'more & Lynn (2002) estudando a classificação de histosols florestais no sudoeste do Alasca encontraram grande variação desta propriedade de 1 a 93%.

Na Figura 13, onde é apresentada a relação entre estas duas propriedades, percebe-se que a densidade do solo (Ds) aumenta com o aumento do teor de material mineral (%MM) ($r=0,8977$, $p,>0,001$). Esses valores mais elevados da %MM se deve ao intenso uso das áreas acelerando a decomposição. Os valores encontrados de %MM não apresentam uma tendência de aumento ou decréscimo em profundidade, além das áreas utilizadas para o estudo terem grande variação em sua composição física.

Os perfis PR06 e PR07 apresentaram os maiores valores de material mineral, estes perfis encontram-se na parte baixa de um relevo suave ondulado em área de Latossolos o que pode ter contribuído para esse aumento de MM nestes perfis. Para o perfil RJ-P03, no horizonte Hbd4, o material mineral apresentou valores de 62,5%.

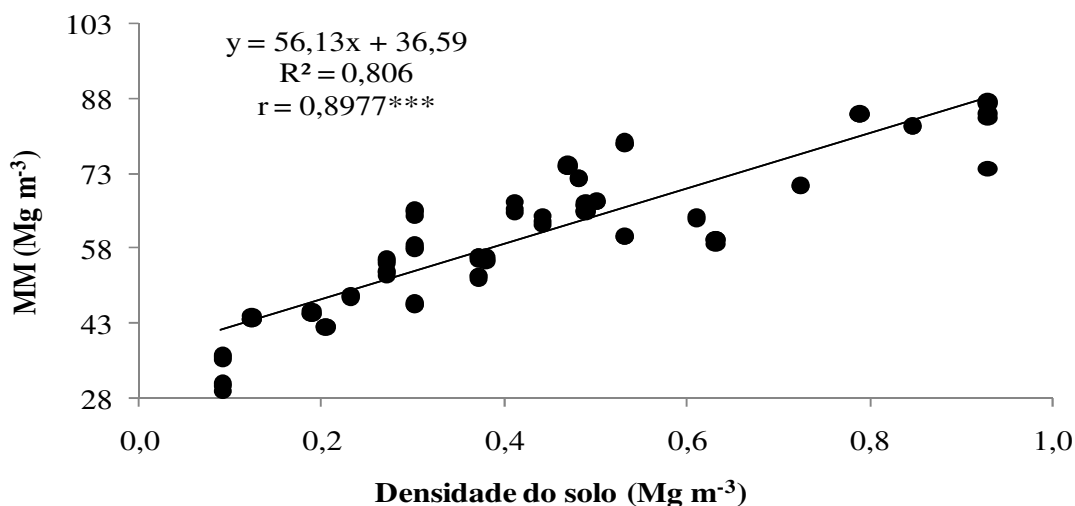


Figura 13. Relação entre a densidade do solo (Ds) e o % de material mineral (%MM).

4.3.4 Resíduo mínimo (RM)

O resíduo mínimo (RM) representa a estimativa da proporção entre a espessura residual e a original dos horizontes hísticos, alterada pelas perdas do material orgânico, caso o solo fosse submetido a intenso processo de subsidência. Ele é obtido a partir da equação $RM = (Ds - DMO) / 1,5$, onde 1,5 representa valor médio de Ds, considerando subsidência total.

A Figura 14 apresenta a dispersão do RM com a Ds, com relação positiva ($r=0,84$, $p>0,001$) entre as variáveis, indicando que quanto maior a densidade dos Organossolos menor será o seu potencial de subsidência e quanto maior o teor de matéria orgânica maior o potencial de subsidência. Nos perfis estudados, o RM variou de $0,04 \text{ cm cm}^{-1}$ a $0,21 \text{ cm cm}^{-1}$ média de $0,11 \text{ cm cm}^{-1}$ (Tabela 10). Os maiores valores de resíduo mínimo foram observados nos perfil PR06 e PR07. O que pode ser explicado pelo ambiente que favoreceu a oxidação da matéria orgânica, a partir da drenagem da área na década de 80 (perfil PR07), acentuando o grau de mineralização da matéria orgânica, mesmo nos horizontes sub-superficiais. Outro ponto importante pode ser a localização dos perfis, com adição de material de áreas adjacentes mais altas da paisagem (perfil PR06).

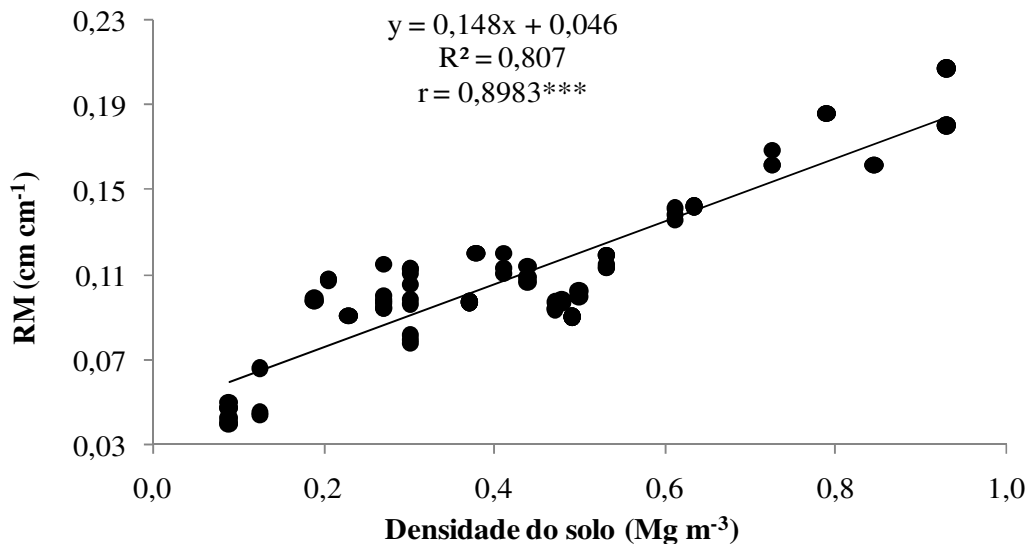


Figura 14: Correlação entre a densidade do solo (Ds) com o resíduo mínimo (RM).

Valladares (2003) encontrou valores de RM de $0,003$ a $0,580 \text{ cm cm}^{-1}$, com média $0,17 \text{ cm cm}^{-1}$, mostrando que, amostras com RM inferior a $0,01 \text{ cm cm}^{-1}$ apresentaram teores muito elevados de matéria orgânica e baixa Ds. Portanto, solos com baixos valores de RM carecem de cuidados especiais quanto à drenagem para utilização agrícola sustentável. Essa propriedade pode ser usada para definição de áreas de Organossolos destinadas a preservação ambiental, em função de sua maior suscetibilidade à degradação pela subsidência.

4.3.5 Grau de decomposição Von Post

Segundo a classificação de Von Post (1922), dos 30 horizontes hísticos utilizados 9 foram classificados como sápricos, 20 foram classificados como hêmico e um (1) foi classificado como fíbrico (Tabela 11). O clima tropical no Brasil, com temperaturas elevadas,

favorece a transformação da matéria orgânica, com a sua mineralização e/ou humificação, diminuindo principalmente os teores de fibras da maioria dos solos orgânicos, fator que pode explicar o predomínio de materiais sápricos e hêmicos nos perfis coletados.

Podemos observar que os horizontes hísticos superficiais dos Organossolos estudados, embora afetados por processo de decomposição acelerado do material orgânico, apresentam, na sua maioria, características hêmicas. Já os horizontes sub-superficiais apresentam predomínio de características sápricas, ou seja, estágio mais avançado de decomposição da matéria orgânica, possivelmente decorrente da sua formação, em função do clima e tempo, ou de alternância de condições de redução e de mineralização, como sugerido pelo recobrimento por horizonte Cg (p.ex. P01-Hbd3; P02-Hdo2 e Hdo3; P04-Hbp3, Hbd4 e Hbd5; P05-Hdo1, Hbd3 e Hbd4).

Em ambientes onde as práticas agrícolas de revolvimento do solo são mais intensas esse processo é ainda mais acentuado, acelerando a subsidência. Como visto no perfil RJ03, que apresenta características hêmicas, em comparação ao perfil RJ04, de características sápricas. As duas áreas são separadas geograficamente apenas pela rodovia BR 101. Assim, a justificativa para a variação nas propriedades do material orgânico é o nível do lençol freático atual comparado ao das últimas décadas. A profunda drenagem da área para cultivo com lavoura anual, na década de 70, acelerou o processo de subsidência, pela simples consolidação física do material e, logo após, com o início do processo mais acelerado de mineralização da matéria orgânica, na área dos perfis RJ03 e RJ04, pelo uso agrícola com lavouras.

Tabela 11: Classificação dos solos segundo a escala de Von Post.

AMOSTRA	VON POST	MATERIAL	IP	CLASSIFICAÇÃO DOS SOLOS
RJ01-Hdp1	H3	Fíbrico	10YR 7/3	ORGANOSSOLO HÁPLICO Hêmico térico
RJ01-Hdp2	H4	Hêmico	10YR 8/2	
RJ01-Cg1	-	Não se aplica	-	
RJ01-Cg2	-	Não se aplica	-	
RJ01-Hbd1	H6	Hêmico	10YR 6/2	
RJ01-Hbd2	H5	Hêmico	10YR 6/3	
RJ01-Hbd3	H7	Sáprico	10YR 6/3	
RJ02-Hdop1	H5	Hêmico	10YR 6/3	ORGANOSSOLO HÁPLICO Sáprico típico
RJ02-Hdo2	H7	Sáprico	10YR 7/3	
RJ02-Hdo3	H7	Sáprico	10YR 7/3	
RJ03-Hdp1	H5	Hêmico	10YR 6/2	ORGANOSSOLO HÁPLICO Hêmico típico
RJ03-Hdp2	H5	Hêmico	10YR 6/2	
RJ03-Cg1	-	Não se aplica	-	
RJ03-Hbd3	H5	Hêmico	10YR 6/2	
RJ03-Cg2	-	Não se aplica	-	
RJ03-Hbd4	H6	Hêmico	10YR 6/3	
RJ04-Hdp1	H6	Hêmico	10YR 7/2	ORGANOSSOLO HÁPLICO Hêmico típico
RJ04-Hdp2	H6	Hêmico	10YR 7/2	
RJ04-Cg1	-	Não se aplica	-	
RJ04-Hbp3	H7	Sáprico	10YR 6/2	
RJ04-Cg2	-	Não se aplica	-	
RJ04-Hbd4	H7	Sáprico	10YR 6/2	
RJ04-Hbd5	H7	Sáprico	10YR 5/2	
MA05-Hdo1	H8	Sáprico	10YR 8/3	ORGANOSSOLO HÁPLICO Sáprico típico
MA05-Hdo2	H6	Hêmico	10YR 7/3	
MA05-Cg1	-	Não se aplica	-	
MA05-Hbd3	H8	Sáprico	10YR 7/3	
MA05-Hbd4	H8	Sáprico	10YR 8/3	
PR06-Hdop1	H5	Hêmico	10YR 6/2	ORGANOSSOLO HÁPLICO Hêmico típico
PR06-Hd2	H5	Hêmico	10YR 6/2	
PR06-Hd3	H6	Hêmico	10YR 6/2	
PR06-Hd4	H6	Hêmico	10YR 6/2	
PR07-Ap	-	-	-	ORGANOSSOLO HÁPLICO Hêmico típico
PR07-Hdp1	H5	Hêmico	10YR 5/1	
PR07-Hdp2	H5	Hêmico	10YR 6/2	
RJ08-Hdop1	H6	Hêmico	10YR 6/3	ORGANOSSOLO HÁPLICO Hêmico típico
RJ08-Hdo2	H5	Hêmico	10YR 7/2	
RJ08-Hdo3	H5	Hêmico	10YR 8/3	

4.3.6 Fracionamento da Matéria Orgânica dos Solos

4.3.6.1 Frações húmicas e suas relações em Organossolos

Para o fracionamento químico quantitativo da matéria orgânica dos Organossolos (Tabela 12) os teores de carbono da fração humina (C-HUM) apresentaram valor médio de

(111,94g kg⁻¹) sendo que esta fração predominou na maioria das amostras, porém com elevado coeficiente de variação (94,96%). O valor mínimo de 8,02 g kg⁻¹ foi observado no horizonte Hd4 do perfil PR06. O valor máximo foi de 335,00g kg⁻¹, no horizonte Hdo2 de Organossolo da baixada litorânea, perfil RJ08 localizado as margens da RJ 168 lado direito a 6 km no sentido de Conceição de Macabu. Este horizonte encontra-se completamente saturado com água durante quase todo ano, rico em fibras bem visíveis aos olhos e possui cobertura vegetal de gramíneas e arbustos.

Considerando-se os valores médios das três repetições do fracionamento da matéria orgânica do solo, o C-HUM apresentou maior valor médio e desvio padrão mais elevado (111,94 ± 94,96). Esta fração foi predominante na maioria das amostras, com valor médio de 59,98% do carbono total determinado pelo CHN (C-CHN). Os valores de C-HUM podem não corresponder completamente ao teor de humina. O método utilizado superestima os valores de humina verdadeira, por quantificar as formas de carbono não solúveis em meio alcalino, o que inclui fibras e outras formas de material orgânico não decomposto pela fauna do solo.

Entretanto, Conceição et al. (1999), Benites (2002), Valladares et al. (2007), Fontana et al. (2008) trabalhando com Organossolos de diferentes regiões do Brasil, encontraram coeficientes de variação para o C-HUM muito próximos, o mesmo para valores mínimos e máximos. Mostrando que mesmo em solos orgânicos há predomínio da fração humina, sendo esta a principal responsável pelo seqüestro de carbono nestes solos.

O carbono da fração ácido fúlvico (C-FAF) é assim denominado por apresentar ácidos fúlvicos verdadeiros e também outros compostos orgânicos de baixo peso molecular, maior solubilidade, mobilidade, e maior conteúdo de grupos funcionais carboxílicos e fenólicos oxigenados co-extraídos na marcha analítica, tanto em meio ácido como em meio básico, isto é, solúvel e qualquer valor de pH (Benites, 1998; Saab, 1999; Saab & Martin-Neto, 2004).

O C-FAF correspondeu somente a 5,89% do carbono total determinado pela CHN, mostrando que nos perfis de Organossolos a maior parte da matéria orgânica encontra-se em um estágio mais avançado de decomposição com a formação de estruturas mais estáveis. Essa fração apresentou o menor valor médio de C, de 10,99g kg⁻¹, e também a menor variabilidade, com coeficiente de variação de 43,91%. A fração apresentou ainda valor mínimo inferior ao mínimo observado para o C-FAH, de 2,11g kg⁻¹, no horizonte Hbd4 do Organossolo Háplico de caráter sáprico, perfil MA05. Este perfil está localizado a margem do lago Anananzal, no Assentamento Jabota Anananzal, município de Monção – MA. O horizonte Hbd4 se encontrava abaixo de camada Cg que estava saturada com água no momento da coleta.

O C-FAF apresentou valor máximo de $22,42\text{g kg}^{-1}$ no horizonte Hdp1, para o Organossolo Háplico de caráter fíbrico, perfil RJ08, com cobertura de gramíneas e várias espécies adaptadas às condições de alagamento, sem uso agrícola. Este horizonte encontra-se parcialmente saturado com água durante quase todo ano e com cobertura vegetal permanente, o que justifica o maior teor de C-FAF.

Analisando os dados de perda de carbono entre os perfis (RJ01, RJ03, RJ04), tomando-se como perfil de referência o RJ08, praticamente inalterado e sem uso agrícola, nas áreas de Organossolos cultivados e/ou queimados naturalmente foi verificada a redução no conteúdo de carbono de 57 a 64%, após anos de cultivo agrícola depois da drenagem.

Kalbitz & Geyer (2002), trabalhando com solos de turfa da região nordeste da Alemanha, encontraram redução para 10 e 50% do C.org total original de solos cultivados por 50 e 200 anos, em comparação com solos de turfa praticamente inalterados.

Os perfis foram também avaliados individualmente quanto as variações de carbono, uma vez que existem nestes solos camadas minerais (Cg) que protegem da perda do carbono depositado a milhares de anos os horizontes orgânicos subsequentes, sendo observadas distintas perdas de carbono em função do uso dos solos. No perfil RJ01, onde é comum a ocorrência de queimadas dentro da Reserva Biológica Poço das Antas, verificou-se variação interna de carbono de 75,2%, quando comparados os horizontes Hdp1, Hdp2 e Hbd1 com os horizontes mais profundos Hbd2 e Hbd3 (protegidos pela camada Cg de 33 cm), e de 64%, quando comparado ao perfil de referência (RJ08). Exceção para o horizonte Hbd1, que embora se encontre abaixo da camada Cg tem menores valores de C, o que pode ser devido a menor acúmulo na sua deposição, antes de o horizonte ser recoberto pelo material mineral.

A área do perfil RJ03 foi utilizada com lavouras de arroz inundado e feijão por vários anos, antes do uso atual de pastagem, nos últimos 10 anos, com consórcio de gramíneas e leguminosas para criação de gado de corte Nelore. Esta área é alagada no período chuvoso, uma vez que os drenos não são profundos. Assim, o perfil RJ03 apresentou decréscimo de carbono de 50,2% nos horizontes Hdp1, Hdp2, quando comparados aos horizontes Hbd3 e Hbd4, e de 53,25% quando comparado ao perfil de referência (RJ08).

O perfil RJ04 foi drenado na década de 70 e vem sendo utilizado para lavouras, com revolvimento constante por mecanização durante esses anos. Este perfil apresentou decréscimo de carbono nos horizontes superficiais de 28,67%, e de 52,03%, quando comparado ao perfil de referência RJ08.

O perfil RJ04 apresenta maior conteúdo de carbono nas frações FAH e HUM, quando comparado aos perfis RJ01 e RJ03. Este resultado indica que a maior parte do carbono

depositado, neste perfil, encontra-se em uma forma quimicamente mais recalcitrante. O que evidencia a alta estabilidade da matéria orgânica de alguns Organossolos que, mesmo em condições de temperatura, aeração e precipitação elevadas (condições favoráveis à oxidação da matéria orgânica) e o uso agrícola se mantém com elevados teores de carbono após vários anos. Já o perfil RJ01 (horizontes Hdp1, Hdp2 e Hbd1), na Reserva Biológica Poço das Antas, apresentou os menores teores de carbono da FAH e os maiores teores de carbono na FAF, quimicamente mais lábil e de mais fácil decomposição, mostrando a fragilidade desta camada do perfil diante dos processos de subsidência e a oxidação da matéria orgânica.

O somatório das frações húmicas representou em média 91,20% (Tabela 12) do carbono total, utilizando como referência o carbono determinado pelo CHN, sendo as duas variáveis altamente correlacionadas (Figura 15).

Para o carbono da fração ácido húmico (C-FAH) o valor médio foi de 48,91g kg⁻¹ e o coeficiente de variação 55,53%. O valor mínimo de C-FAH foi inferior ao valor mínimo para o C-HUM que foi de 6,21g kg⁻¹, no horizonte Hdp2 do Organossolo Háptico de caráter hêmico (perfil RJ01), na reserva biológica Poço das Antas (RJ). O valor máximo de C-FAH foi de 96,79g kg⁻¹, no horizonte Hbd2 do Organossolo Háptico de caráter sáprico, do mesmo perfil (RJ01). Observou-se que o horizonte Hdp2 foi mais afetado pela queima apresentando menor teor de C-FAH, enquanto que o horizonte Hbd2, protegido abaixo da camada Cg, a 116cm da superfície e saturado com água, apresentou teor de C-FAH bem superior. O C-FAH correspondeu apenas a 26,20% do carbono total determinado pelo CHN. Assim, a maior parte da matéria orgânica encontra-se na forma de humina e de ácidos húmicos. Portanto, é possível inferir que no perfil RJ01 já existe alto grau de transformação (nos horizontes Hbd2 e Hbd3) da matéria orgânica para frações quimicamente mais recalcitrantes, o que também é evidenciado pelas relações C-FAH/C-FAF, EA/HUM e a relação E₄/E₆.

Os valores da relação C-FAH/C-FAF para os horizontes orgânicos variaram de 0,48 a 11,6, com valores médios de 5,27. Esses resultados indicam o predomínio do carbono da FAH em todas as amostras, destacando que quanto mais alta essa relação maior será o grau de polimerização e, portanto, apresentando uma matéria orgânica solúvel mais condensada (INCORA, 1974; Canellas 2005). Valores similares foram observados por Fontana et al. (2008) estudando horizontes diagnósticos de diferentes classes de solo no Brasil.

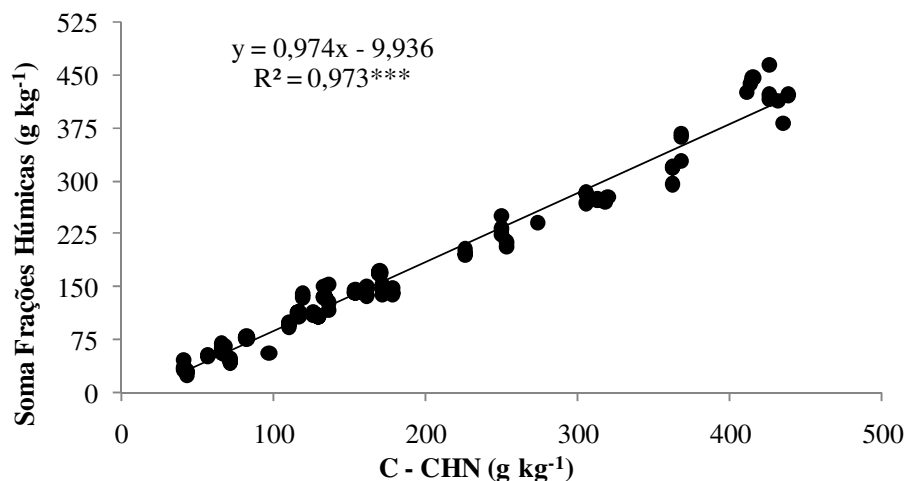


Figura 15: Relação entre a soma das frações húmicas e o carbono total pelo CHN.

Os valores da relação C-FAH/C-FAF menores que 1 (um) indicam evolução limitada da matéria orgânica adicionada ao solo, devido ao manejo ou por processos pedogenéticos ou ainda aporte recente de MO, favorecendo a formação de ácidos fúlvicos em relação aos ácidos húmicos. Como pode ser observado nos horizontes Hdp1 (1,02) e Hdp2 (0,48) do Organossolo Háptico de caráter hêmico, perfil RJ01, afetados por queimadas periódicas. O mesmo foi observado por Bonifácio et al. (2006) estudando a gênese de Espodosolos e Organossolos.

Podemos perceber o aumento da relação C-FAH/C-FAF (Tabela 12) na maioria dos horizontes estudados, com grande variação em profundidade, efeito inverso ao observado para solos minerais (Benites et al., 2000), onde a relação é homogênea. Sendo que, os valores da relação C-FAH/C-FAF no perfil RJ01 são influenciados pelas queimadas, que afetaram os horizontes mais superficiais, com perda de C por combustão na forma de CO₂. Zech et al. (1994) observaram maior formação de substâncias húmicas de menor peso molecular em solos durante períodos mais quentes e com maior atividade microbiológica.

Em Organossolos da baixada litorânea do Rio de Janeiro, Freixo et al. (1997) verificaram que a matéria orgânica humificada foi constituída, principalmente, pela fração humina e apenas pequena parte pelas frações alcalino - solúveis. No estudo, os valores da razão C-FAH/C-FAF ficaram distantes do valor de referência de 1,0. Conceição (1989) estudando solos hidromórficos com elevados teores de matéria orgânica (Organossolos e Gleissolos Distróficos) constatou que o húmus apresentava conteúdo relativamente baixo de ácidos fúlvicos e de humina e proporções mais elevadas de substâncias alcalino-solúveis, principalmente ácidos húmicos. Segundo o autor, nos solos orgânicos a razão C-FAH/C-FAF variou de 2,1 em superfície até 1,6 em profundidade. Freixo et al. (1997) e Valadares (2003)

encontraram baixos teores de substâncias húmicas alcalino-solúveis em outros Organossolos do Estado do Rio de Janeiro. Ambos os trabalhos relatam o predomínio da fração humina na composição da matéria orgânica destes solos. Portanto, estudos utilizando o fracionamento químico da fração humificada da matéria orgânica do solo são relevantes também nos solos orgânicos.

A relação do teor do carbono do extrato alcalino com a humina (EA/HUM), onde EA é a soma dos teores de carbono das FAF e FAH, mostrou grande variação, com valores entre 0,27 e 2,53 (média de 0,77). Porém, 95% das amostras apresentaram valores inferiores a 2. Segundo Benites et al. (2000) e Valladares et al. (2007), essa relação fornece informações sobre a gênese do solo, identificando zonas de movimentação ou acúmulo de carbono. Fontana et al. (2008) estudando a distribuição das frações orgânicas de horizontes espódicos observaram picos da relação EA/HUM nesses horizontes. Esses mesmos autores encontraram valores da relação EA/HUM menores que 2 para a maioria dos horizontes orgânicos. Já nos Latossolos e Argissolos os autores verificaram que os valores decresciam continuamente em profundidade.

Nos Organossolos estudados não foi observado padrão de acréscimo ou decréscimo dessa relação com a profundidade. Ou seja, vários podem ser os fatores que influenciaram na proporção de compostos alcalino-solúveis ou insolúveis, incluindo vegetação original, uso do solo, ambiente de formação e clima. Silva et al. (2009) encontraram para Organossolos de altitude valores para a relação EA/HUM de 0,04 a 22,47. Observa-se no trabalho deste autor tendência de os Organossolos de altitude e bem drenados apresentar valores desta relação superiores a 8, pela formação da FAF em detrimento da FAH e HUM. Para ambientes alagados esta relação, na maioria das vezes, é inferior a 2. Assim, a relação EA/HUM pode ser utilizada para separar Organossolos de altitude bem drenados dos Organossolos em ambiente hidromórfico, em níveis taxonômicos inferiores do Sistema Brasileiro de Classificação de Solos (Embrapa, 2006).

Tabela 12: Matéria orgânica, carbono, frações da matéria orgânica e suas relações em Organossolos

Amostra	Horizonte	MO	C-CHNS	C-FAH	C-FAF	C-HUM	C-FAH: C-FAF	EA:C-HUM	E ₄ /E ₆
g kg⁻¹									
RJ-P01	Hdp1	148,80	66,20	15,80	16,17	31,46	1,02	1,08	6,22
RJ-P01	Hdp2	116,66	41,20	6,21	12,97	19,32	0,48	1,11	5,43
RJ-P01	Hbd1	160,81	82,40	24,76	11,52	41,95	2,32	0,87	3,77
RJ-P01	Hbd2	467,39	249,90	96,79	13,07	125,57	7,37	0,89	5,71
RJ-P01	Hbd3	443,89	260,29	80,16	15,72	124,44	5,14	0,80	6,25
RJ-P02	Hdop1	745,83	368,00	88,10	10,80	253,82	11,61	0,39	7,12
RJ-P02	Hdo2	837,16	426,10	87,09	11,61	335,00	8,65	0,30	7,32
RJ-P02	Hdo3	694,26	362,80	67,40	20,75	223,18	3,41	0,39	7,00
RJ-P03	Hdp1	222,68	116,40	35,75	16,22	60,11	2,33	0,87	5,23
RJ-P03	Hdp2	254,41	125,90	43,75	14,14	54,08	3,17	1,08	5,11
RJ-P03	Hbd3	335,17	178,20	50,48	14,34	78,76	3,68	0,83	6,08
RJ-P03	Hbd4	530,26	306,00	93,59	10,34	173,84	9,87	0,60	6,05
RJ-P04	Hdp1	278,02	129,70	38,49	12,64	57,79	3,13	0,89	5,33
RJ-P04	Hdp2	392,33	136,10	58,08	12,20	62,61	4,78	1,12	3,96
RJ-P04	Hbp3	362,07	161,20	56,05	7,95	80,91	7,61	0,79	3,38
RJ-P04	Hbd4	348,10	171,50	56,59	9,63	80,50	6,38	0,82	4,02
RJ-P04	Hbd5	415,75	226,30	64,68	8,65	125,18	8,62	0,59	4,95
MA-P05	Hdo1	355,48	154,10	34,17	12,65	96,53	2,98	0,49	5,68
MA-P05	Hdo2	208,25	110,40	23,49	8,98	64,54	2,94	0,50	5,49
MA-P05	Hbd3	131,00	71,40	11,87	3,12	30,04	5,04	0,50	4,72
MA-P05	Hbd4	143,11	97,10	14,25	2,11	39,60	6,87	0,41	4,51
PR-P06	Hdop1	405,06	169,80	34,53	12,51	122,60	2,77	0,38	3,35
PR-P06	Hd2	291,51	119,40	38,95	8,86	90,39	4,42	0,53	3,35
PR-P06	Hd3	154,17	57,30	24,42	4,33	23,48	5,67	1,23	3,32
PR-P06	Hd4	126,67	43,05	16,88	3,24	8,02	5,26	2,53	3,55
PR-P07	Hdp1	372,33	133,60	53,33	6,96	80,47	7,71	0,75	3,22

Tabela 12: Matéria orgânica, carbono, frações da matéria orgânica e suas relações em Organossolos

Amostra	Horizonte	MO	C-CHNS	C-FAH	C-FAF	C-HUM	C-FAH: C-FAF	EA:C-HUM	E ₄ /E ₆
				g kg⁻¹					
PR-P07	Hdp2	148,95	68,10	26,31	4,98	27,30	5,29	1,15	3,10
RJ-P08	Hdop1	556,92	316,96	56,42	22,42	194,54	2,62	0,41	13,34
RJ-P08	Hdo2	773,99	413,47	89,71	12,76	334,04	7,04	0,31	8,45
RJ-P08	Hdo3	713,81	435,04	79,10	8,18	318,19	9,78	0,27	10,52
	Máximo	837,16	435,04	96,79	22,42	335,00	11,61	2,53	13,34
	Mínimo	116,66	41,20	6,21	2,11	8,02	0,48	0,27	3,10
	Médio	371,16	186,60	48,91	10,99	111,94	5,27	0,76	5,52
	Dp	213,62	121,16	27,16	4,83	94,96	2,79	0,44	2,26
	C_var	57,55	64,93	55,53	43,91	84,83	52,96	57,89	40,99

MO = matéria orgânica determinada em forno mufla; C-CHN = carbono total determinado pelo analisador elementar CHN; C-FAH = Carbono da fração ácido húmico; C-FAF = Carbono da fração ácido fúlvico; C-HUM = Carbono da fração humina; AH:AF = razão entre a fração do ácido húmico pela fração ácido fúlvico; EA:HUM = razão entre o extrato alcalino (soma entre o ácido húmico e o ácido fúlvico) pela fração humina; E₄₆₅:E₆₆₅ = razão entre as leituras em espectrofotômetro a 465nm e 665nm.

4.4 Avaliação Espectroscópica, Grau de Humificação e Teor de Carbono Orgânico

O índice mais utilizado até hoje para se avaliar o grau de humificação é a razão entre os valores de absorvância (A) em 465 nm e em 665 nm, chamada de relação E_4/E_6 . A magnitude da relação E_4/E_6 foi descrita por Kononova (1982) como indicador do grau de condensação dos núcleos aromáticos das substâncias humificadas, ou grau de humificação.

Os valores da relação E_4/E_6 para os ácidos húmicos extraídos dos horizontes orgânicos variaram de 3,1 a 13,34 com média de 5,52 (Tabela 12). As amostras que apresentaram extratos de cor mais escura, com aspecto betuminoso, apresentaram baixa relação E_4/E_6 , enquanto que aquelas mais claras e de cor amarronzada apresentaram alta relação E_4/E_6 . Comumente, a alta relação E_4/E_6 reflete baixo grau de condensação aromática e é inferido que há maior quantidade ou proporção relativa de cadeias alifáticas laterais na composição da matéria orgânica. Uma baixa relação E_4/E_6 é um indicativo de elevada condensação aromática (Stvenson, 1982). Entretanto, Chen et al. (1977) demonstraram que a relação E_4/E_6 está mais relacionada ao tamanho da partícula ou ao peso molecular que ao grau de condensação das substâncias húmicas.

Em estudo espectroscópico de Histosols da região dos Everglades na Flórida, Volk & Schnitzer (1973) observaram valores da relação E_4/E_6 entre 4,4 e 6,3. Já Gondar et al. (2005), em trabalho de caracterização ácido base de Histosols do noroeste da Espanha, encontraram valores entre 3,8 e 5,9, sendo os menores para horizonte sáprico e os maiores para horizonte fíbrico. No Brasil, Couto & Resende (1985) relatam, para Organossolos do sudoeste da Bahia, semelhança de resultados, com valores entre 3,3 e 7,7, enquanto que em Organossolos de regiões rupestres da Serra da Mantiqueira e do Espinhaço, Benites (2002) observou em horizontes hísticos (O e H) valores em torno de 4,7. Fong & Muhamed (2007) em trabalho de caracterização de solos Orgânicos na Malásia observaram valores da relação E_4/E_6 de 7,8 a 10,2. Botero et al. (2010) estudando o enriquecimento de ácidos húmicos pela aplicação de nutrientes na agricultura encontrou para amostras de Organossolos valores médios de 3,4.

Alguns autores têm usado a razão E_4/E_6 para diferenciar ácidos húmicos extraídos de diferentes classes de solos (Rivero et al., 1998). Embora a razão E_4/E_6 tenha a vantagem de não apresentar grande variação quando medida em soluções de diferentes concentrações (Chen et al., 1977), segundo Benites (1998) a absorvância das soluções de ácido húmico na faixa de luz visível mostrou-se mais efetiva para estimar a aromaticidade das amostras.

Os teores de carbono das amostras estudadas, determinado pelo CHN, variaram de 41,2 a 436,0 g kg⁻¹, com valor médio de 186,6 g kg⁻¹ e coeficiente de variação de 64,21%.

Fontana et al. (2008) determinando o teor total de C para amostras de Organossolos encontrou variações no conteúdo de C de 114,3 a 568,8 g kg⁻¹, com valores médios de 351,3 g kg⁻¹. Ebeling et al. (2008) estudando Organossolos de diferentes regiões do Brasil, encontrou valores de C total determinado pelo CHN variando de 39,0 a 528,10 g kg⁻¹, com valores médios de 237,5 e coeficiente de variação de 61%. Essa grande variação no conteúdo de carbono dos Organossolos formados em diferentes regiões do Brasil, esta relacionada a heterogeneidade dos depósitos orgânicos em diferentes ambientes, coberturas vegetais e condições climáticas, além de diferenças no conteúdo de água e umidade (Dachnowski, 1913; Gorham, 1949), o que leva a formação de materiais mais estáveis ao longo do tempo e, conseqüentemente, a maior conteúdo de C depositado.

4.5 Relação entre as Frações Húmicas e os Atributos Químicos dos Organossolos

Os valores da capacidade de troca catiônica dos horizontes avaliados apresentaram correlação positiva e significativa com o C-FAH, C-HUM, C, Nitrogênio e a MO determinada pela mufla. Os valores destas correlações foram muito próximos uns dos outras, assim como entre a acidez potencial e trocável (Tabela 13). Estes resultados indicam o importante papel destas frações em atributos relacionados a fertilidade do solo e na geração de cargas negativas, contribuindo para o aumento da CTC, melhorando a retenção de nutrientes, e auxiliando na complexação de elementos metálicos, principalmente o alumínio em Organossolos. Resultados semelhantes têm sido obtidos por outros autores, estudando diferentes classes de solos tropicais (Benites, 1998; Benites et al., 2000; Valladares et al., 2003; Cunha et al., 2007; Fontana et al., 2008; Ebeling et al., 2008).

Foi observada elevada correlação entre o carbono total e o carbono das frações FAH ($r = 0,87$) e HUM ($r = 0,97$), ambas com coeficiente altamente significativo $p = 0,000$; porém, não foi significativa para a fração FAF ($r = 0,39$). Segundo Schnitzer (1986), os ácidos húmicos em associação com os colóides do solo formam complexos insolúveis em pH inferior a 6,5, possibilitando a imobilização e/ou o acúmulo dessa fração em solos ácidos. Os valores de carbono na FAF também não apresentaram correlação significativa com o carbono orgânico total em solos da Serra do Brigadeiro, MG (Benites, 1998). Tais resultados reforçam a característica de alta solubilidade, mobilidade (Stevenson, 1982; Benites, 1998) e transformação desta fração, servindo como precursora das outras. O que também pode ser observado pelos baixos teores dessa fração nos horizontes analisados.

O N apresentou elevada correlação como o teor de C das frações FAH ($r=0,83$, $p=0,000$) (Figura 16) e HUM ($r=0,86$, $p=0,000$), C total ($r=0,97$, $p=0,000$) e C-FAF ($r=0,54$, $p=0,00$), indicando que estas frações estão intimamente relacionada aos teores de N no solo.

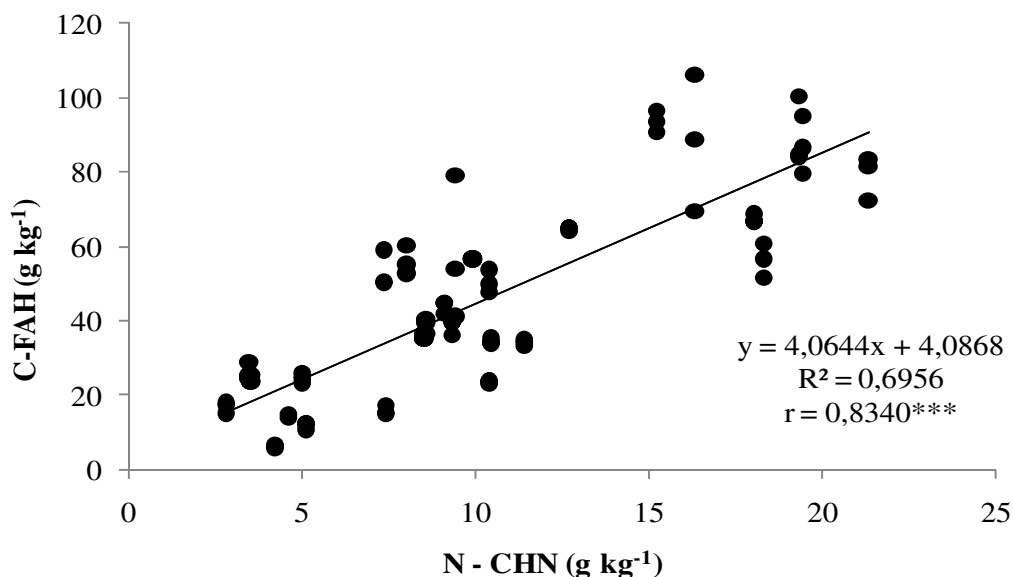


Figura 16: Relação entre os teores de N determinados pelo CHN com o carbono da fração ácido húmico (C-FAH) dos Organossolos.

O valor S não apresentou correlação com o teor de fósforo ou com o C-FAF, como observado por Valladares et al. (2003) e Fontana et al. (2008). Estes resultados são observados em Organossolos com maior fertilidade natural, onde a maior transformação do material orgânico favorece o aumento do C-FAF, além de disponibilizar nutrientes para as plantas, o que pode elevar a produção de CO_2 e N_2O , gases de efeito estufa, quando da drenagem dos Organossolos para uso agrícola, como observado por Regina et al. (1998).

Tabela 13: Matriz com os coeficientes de correlação entre os teores de carbono nas frações C-FAF, C-FAH, C-HUM, teor de carbono total, N e MO pela mufla, e alguns atributos químicos nos horizontes orgânicos.

	C-FAF	C-FAH	C-HUM	C	N	MO-mufla
Valor T	0,30ns	0,88***	0,87***	0,93***	0,90***	0,91***
C	0,39*	0,87***	0,97***	-	0,97***	0,98***
P	-0,23ns	-0,23ns	-0,42*	-0,39*	-0,30ns	-0,35ns
N	0,54**	0,83***	0,86***	0,97***	-	0,94***
H	0,29ns	0,88***	0,73***	0,95***	0,90***	0,92***

C-FAF = Carbono da fração ácido fúlvico; C-FAH = Carbono da fração ácido húmico; C-HUM = Carbono da fração húmica; C = carbono total determinado pelo analisador elementar CHN; MO-mufla = matéria orgânica determinada em forno mufla.

Os resultados encontrados ressaltam a importância do manejo cuidadoso das áreas de Organossolos, principalmente nas práticas de cultivo agrícola, em função das mudanças na natureza da matéria orgânica, que se iniciam com a drenagem e conseqüente transformação da MO, com a sua oxidação, liberando CO₂ e N₂O, e reduzindo os estoques de carbono no solo. Esses efeitos foram comprovados por Flessa et al. (1998), Regina et al. (1998) e Lohila et al. (2003).

4.6 Análise Termogravimétrica, Determinação do Conteúdo de Cinzas, Avaliação da Estabilidade Térmica dos Ácidos Húmicos

Os termogramas de todas as amostras de ácidos húmicos apresentaram duas fases de termodegradação, sendo a primeira PPI¹ (perda de massa por ignição do primeiro evento) observada entre 105 e 350°C e a segunda PPI² (perda de massa por ignição do segundo evento) entre 350 e 650°C. Estas fases puderam ser mais bem visualizadas pelas curvas das primeiras derivadas dos termogramas (Figura 17).

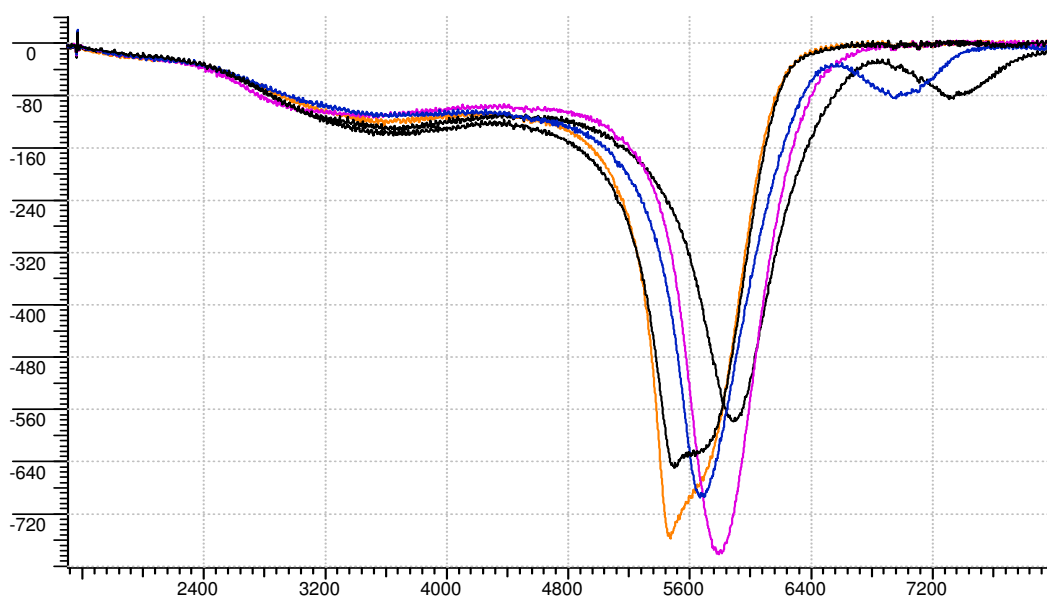


Figura 17: Curva da primeira derivada de termogramas de ácidos húmicos de algumas amostras de Organossolos, indicando dois eventos de queima definidos {105-350°C (PPI¹) e 350-650°C (PPI²)}.

O valor da PPI² variou de 60,9 a 77,6% (com média de 68,9%; desvio padrão de 3,5% e coeficiente de variação de 5,0) e o da PPI¹ variou de 12,4 a 27,2% (com média de 20,5%; desvio padrão de 3,6% e coeficiente de variação mais alto de 17,7) (Tabela 14). O ITG (índice termogravimétrico) variou de 2,35 a 4,46 (com média de 3,36%; desvio padrão de 0,62% e coeficiente de variação de 0,18). O ITG representa a resistência da amostra à termodegradação. Estes resultados sugerem uma forte resistência à termodegradação para a

maioria dos horizontes orgânicos e, conseqüentemente, uma forte resistência à decomposição química dos ácidos húmicos extraídos de Organossolos.

Tabela 14: Resultados da análise termogravimétrica dos ácidos húmicos.

Perfil	Horizonte	PPI ¹	PPI ²	ITG	Qmax	Umidade	Cinzas
		%			°C	%	
RJ01	Hdp1	23,3	69,7	2,39	480,4	8,10	3,02
RJ01	Hdp2	23,3	68,7	2,95	477,8	8,91	3,02
RJ01	Hbd1	18,1	69,5	3,84	451,4	9,28	3,18
RJ01	Hbd2	19,9	70,6	3,55	443,3	7,32	2,18
RJ01	Hbd3	22,5	68,8	3,06	461,8	6,99	1,68
RJ02	Hdop1	20,2	71,4	3,53	469,7	6,88	1,51
RJ02	Hdo2	27,2	63,7	2,35	491,7	5,85	0,00
RJ02	Hdo3	26,1	67,6	2,59	491,3	6,34	0,00
RJ03	Hdp1	25,9	60,9	2,36	409,3	8,48	2,75
RJ03	Hdp2	20,6	67,2	3,25	452,9	10,69	1,49
RJ03	Hbd3	23,6	61,8	2,62	479,5	11,52	0,06
RJ03	Hbd4	24,7	67,6	2,73	476,9	7,56	0,06
RJ04	Hdp1	22,7	64,9	2,85	437,0	9,39	2,94
RJ04	Hdp2	22,5	67,6	3,01	504,4	9,69	0,17
RJ04	Hbp3	22,1	69,1	3,12	439,1	7,86	0,90
RJ04	Hbd4	18,6	71,6	3,85	487,6	3,71	0,93
RJ04	Hbd5	20,7	70,3	3,62	481,6	3,32	0,55
MA05	Hdo1	21,9	66,7	3,04	484,7	9,61	1,77
MA05	Hdo2	19,9	67,3	3,38	490,9	8,64	3,65
MA05	Hbd3	21,0	71,0	4,38	474,0	6,54	2,08
MA05	Hbd4	15,5	72,4	3,66	443,3	5,49	3,31
PR06	Hdop1	20,2	66,7	3,30	478,2	9,77	3,29
PR06	Hd2	18,6	69,5	3,74	479,0	8,78	2,67
PR06	Hd3	13,8	73,7	4,34	478,3	5,29	2,10
PR06	Hd4	15,3	68,2	4,46	478,6	6,94	3,46
PR07	Hdp1	14,3	74,2	4,20	483,3	7,47	2,27
PR07	Hdp2	12,4	77,6	4,27	470,2	8,69	1,01
RJ08	Hdop1	20,4	67,9	3,35	424,8	10,24	1,44
RJ08	Hdo2	20,6	71,5	3,46	477,7	0,27	2,07
RJ08	Hdo3	19,0	69,8	3,67	487,4	2,10	1,87
	Máximo	27,2	77,6	4,46	504,4	11,5	3,65
	Mínimo	12,4	60,9	2,35	409,3	0,3	0,00
	Média	20,5	68,9	3,36	469,5	7,4	1,85
	DP	3,6	3,5	0,62	22,2	2,6	1,15
	C_Var	17,7	5,0	0,18	4,7	34,7	62,22

Ibarra et al., (1994), relacionaram a perda de massa até 300°C à termodegradação de cadeias alifáticas. Tem sido comumente reportado na literatura científica, que o pico observado no primeiro evento das curvas de termodecomposição de substâncias húmicas, apresenta correlação direta com a perda de grupos funcionais polares. Grupos funcionais

ácidos (carboxílicos e fenólicos) são eliminados entre 250 e 400°C. Campanella & Tomassetti (1990), monitorando a degradação térmica de substância húmicas com a espectroscopia de infravermelho, reportaram que para extratos de solos, a descarboxilação e a perda de insaturação acontecem por volta de 280°C. Ioselis et al., (1985), também observaram a decomposição de grupos funcionais carboxílicos, fenólicos e alcoólicos em substâncias húmicas até cerca de 300°C.

Para o ITG, quanto maiores forem os seus valores maior é a resistência a termodegradação, assim este parâmetro é um indicativo de resistência à decomposição química (Benites, 2002). Os horizontes que apresentaram a maior resistência à termodecomposição foram PR06-Hd4 (ITG de 4,46) e PR06-Hd3 (ITG de 4,34). Este perfil, assim como o PR07, encontra-se em ambiente de altitude, no Paraná. Já o horizonte cujo valor de ITG (2,35) indicou maior susceptibilidade a termodecomposição foi o Hdo2-RJ02 (Tabela 14). Valores baixos de ITG indicam a presença de maior quantidade de cadeias alifáticas e menor quantidade de grupos funcionais, além de maior conteúdo de proteína e carboidratos.

No segundo evento, apesar de não ter sido observada diferença significativa na perda de massa entre os diferentes horizontes, observa-se um valor maior para os ácidos húmicos extraídos de Organossolos que foram recentemente afetados por queimadas (perfil PR07) (Tabela 14). Shurygina et al. (1971) e Benites (2002), atribuíram o segundo evento à termodegradação de núcleos aromáticos. O fato de algumas amostras de ácidos húmicos apresentarem, na PPI², maior perda relativa de massa, pode estar relacionado à maior quantidade de grupamentos aromáticos altamente condensados nestes ácidos húmicos.

O teor de cinzas, representado pelo resíduo após a estabilização da curva termogravimétrica, apresentou valores entre 0 e 3,65%, indicando boa eficiência no processo de desmineralização das amostras durante a purificação dos ácidos húmicos (Tabela 14).

A maioria das amostras apresentou valor máximo de termodegradação (Q_{max}) em torno da média de 469,5°C, sendo o pico mais elevado de Q_{max}, que foi de 504,4°C, observado na amostra RJ04-Hdp2 (Tabela 14). Benites (2002) sugeriu que, entre as amostras com menor temperatura de termodegradação, estariam aquelas com maior teor de cinzas, indicando a participação da matriz mineral residual na catálise da queima das substâncias húmicas, entretanto, isto não foi observado neste estudo. O autor também atribui o efeito a ação de complexos organominerais muito estáveis, não eliminados no processo de purificação das amostras, que estariam auxiliando na proteção de estruturas orgânicas mais facilmente termodegradáveis.

4.7 Análise da Composição Elementar

A composição elementar das amostras de ácidos húmicos extraídos dos horizontes orgânicos, expressa em %C, %H, %N, %O e suas relações, indicou grande amplitude de variação entre as amostras, mas não foi possível observar um padrão diferenciado entre os Organossolos (Tabela 15).

Os teores percentuais de carbono (%C) variaram de 55,5 (horizonte Hdp1 perfil RJ01) a 66,4 (horizonte Hbd3 perfil MA05). Os teores percentuais de hidrogênio (%H) foram de 2,8 (horizontes Hbd4 e Hbd5 do perfil RJ04 e Hdp2 perfil PR07) a 5,6 (horizonte Hd1 perfil RJ01). Já para o nitrogênio (%N), este variou de 1,8 (horizonte Hdp2 perfil PR07) a 6,3 (horizonte Hdo1 perfil MA05). Enquanto que o oxigênio (%O) variou de 25,6 (horizonte Hbd3 perfil MA05) a 35,9 (horizonte Hbd4 perfil RJ03). Foi possível observar que, em geral, os ácidos húmicos extraídos dos horizontes mais próximos a superfície apresentaram menor %C e houve uma tendência de acúmulo de C em profundidade, enquanto que os horizontes subsuperficiais apresentaram maior teor de %O.

Segundo Schnitzer & Khan (1978) e Kononova (1982) os ácidos húmicos apresentam %C entre 53,0 e 62,0, de %H entre 3,0 e 6,5, %N entre 0,8 e 5,0, e %O entre 32,0 e 38,5. Nos horizontes avaliados os valores de %C e %N estiveram, em parte, acima desta faixa, e para a %H e %O alguns valores encontram-se pouco abaixo do reportado em ambiente de clima temperado (Rice & McCarthy, 1991; Stevenson, 1994). Os teores de %C, %H, %N e %O estiveram próximos ao citado pelos autores.

Volk & Schnitzer (1973), analisando a subsidência de Histosols na Florida-USA, encontraram valores de %C de 53,1 a 59,4, %H de 5,1 a 6,6, %N de 3,2 a 5,1, e %O de 29,8 a 37,2. Baes e Bloom (1989), em análises de ácidos húmicos em Denver, Colorado, encontrou para Histosols daquela região valor de %C de 53,2, %H de 5,3, %N de 2,7 e de %O de 38,3. González-Perez et al. (2008), em solos do litoral de São Paulo, mediram em H hístico os seguintes percentuais: %C de 48,9 a 54,6; %H de 4,1 a 4,3; %N de 2,3 a 3,8; e %O de 33,2 a 37,9. Fontana (2009), estudando horizontes diagnósticos de diferentes classes de solos do Brasil, encontrou valores de %C de 52,9 a 57,4, %H de 3,8 a 5,5, %N de 2,3 a 3,7, e %O de 35,7 a 41,2. Os dados observados por estes autores são similares aos obtidos neste trabalho, principalmente os valores mais elevados de %O.

A grande variabilidade entre os valores da composição elementar está relacionada, muito possivelmente, aos diferentes tipos de vegetação original, ambiente de formação, clima, altura do lençol freático, manejo, oligotrofismo, entre outros fatores que preservam o material vegetal com maior quantidade de grupos alifáticos, carboidratos e proteínas.

Assim como observado para os teores dos elementos, as relações atômicas também apresentaram grande variação, tendo a relação H/C variado de 0,5 a 1,2, a relação O/C de 0,3 a 0,5, a relação O/H de 0,3 a 0,7 e a relação C/N de 11 a 40 (Tabela 15).

Valores da relação O/C superiores a 0,5 refletem a maior quantidade de grupos funcionais oxigenados, como COOH e carboidratos (Steelink, 1985). Essa razão permite estimar a abundância de oxigênio contido em grupos funcionais (Bravard & Righi, 1991). Os valores da relação O/C não variaram muito entre os horizontes orgânicos analisados, somente 4 amostras (RJ01-Hbd3, RJ03-Hbd3, MA05-Ho1 e Hbd3, PR07-Hdp1) apresentaram valores desta relação igual ao valor mínimo (0,3) observado. Este menor conteúdo de oxigênio, próximo ao valor mínimo, sugere a menor quantidade de grupos funcionais oxigenados nos ácidos húmicos dos Organossolos estudados.

Segundo Ibarra et al. (1985), a diminuição na razão O/C indica o aumento no número de anéis condensados. Outra confirmação do grau de condensação dos anéis aromáticos é a razão H/C (BELZIRE et al. 1997). Quanto menor a razão, maior a porcentagem destes anéis.

Na figura 18 podemos observar que com o aumento do conteúdo de carbono ocorre diminuição do conteúdo de oxigênio. Esta correlação negativa e significativa é explicada pela maior humificação dos horizontes estudados (Tabela 12). Esta informação é corroborada por Stevenson (1994), segundo o qual com o avanço do processo de humificação diminui a acidez das substâncias húmicas e, portanto, menor tenderá a ser o conteúdo de oxigênio (%O).

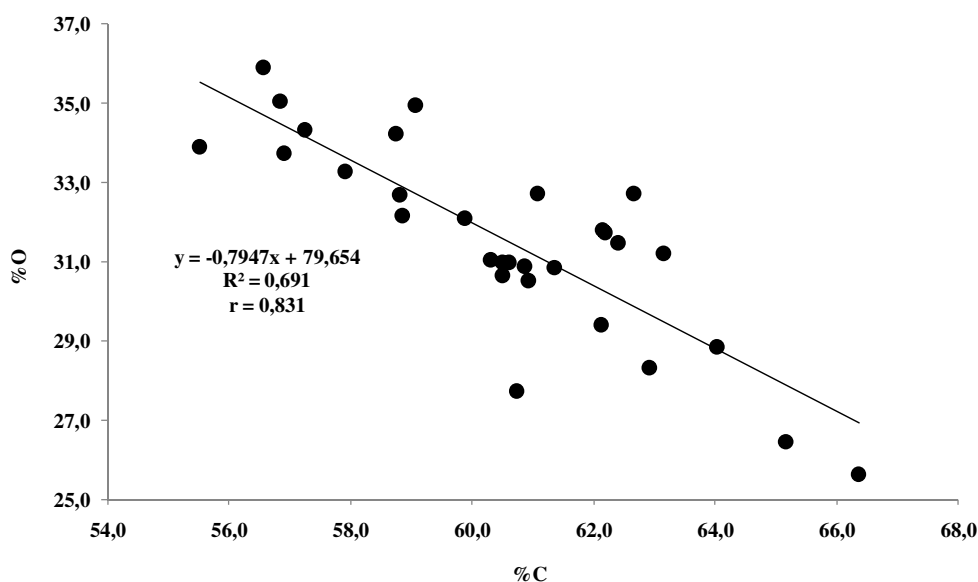


Figura 18: Correlação entre o conteúdo de carbono (%C) e o conteúdo de oxigênio (%O)

O aumento do conteúdo de carbono, os altos valores de ITG e a diminuição do conteúdo de oxigênio nos ácidos húmicos podem explicar a maior resistência a termodecomposição dos ácidos húmicos extraídos dos Organossolos.

Os valores de nitrogênio foram bastante variáveis, mas, em geral, os percentuais de N foram elevados (Tabela 15). Podemos inferir que o ambiente de formação dos Organossolos favoreceu o aumento do grau de humificação da matéria orgânica. Incrementos no conteúdo de carbono e nitrogênio e diminuição do conteúdo de H e O são comumente observados durante o processo de humificação das substâncias húmicas (Stevenson, 1994). A diminuição do conteúdo de O com a humificação é consequência, principalmente, das reações de descarboxilação, uma vez que, além de menor conteúdo de oxigênio, os ácidos húmicos também podem apresentar menor conteúdo de grupamentos COOH, comparados, por exemplo, com a fração ácido fúlvico (Stevenson, 1994; Canellas et al., 1999).

Os altos valores da relação H/C ($\geq 1,0$), observados na maioria dos horizontes, indicam maior contribuição de componentes alifáticos (maior alifaticidade) das substâncias húmicas (Steelink, 1985; Canellas et al., 2005). Em contraste, a baixa relação H/C ($< 1,0$) indica a presença de compostos aromáticos e/ou ainda uma condensação dos anéis aromáticos (Dick et al., 2002; Benites et al., 2005), ou maior grau de aromaticidade ou insaturação (Canellas et al., 2005).

Canellas et al. (2005) ressaltam que a avaliação indireta da aromaticidade - alifaticidade deve ser feita com cuidado, pois, as insaturações presentes em grupos carboxílicos e carbonilas primárias são levadas em conta durante os cálculos da relação H/C, não estando envolvidas na aromaticidade e alifaticidade das substâncias húmicas.

A diminuição do teor de N em profundidade, provavelmente, está associada ao maior tempo de interação dos compostos orgânicos com a biota do solo, durante o qual também podem ter ocorrido reações químicas com a solução do solo (Silva et al., 2004). O aumento da relação C/N (Tabela 15) com a profundidade evidencia maior taxa de mineralização dos compostos orgânicos mais ricos em N (Swift, 1996). Kuwatsuka et al., (1978) sugerem que o enriquecimento relativo de N nas substâncias húmicas é o primeiro estágio de humificação. A diminuição do conteúdo de oxigênio com o avanço dos processos de humificação é consequência, principalmente, das reações de descarboxilação; uma vez que, além de menor conteúdo de O, os ácidos húmicos também apresentam menor conteúdo de grupamentos COOH do que os ácidos fúlvicos (Canellas et al., 2008).

Foi observada estreita correlação entre a razão H/C, utilizada como índice de aromaticidade (Stevenson, 1994), e o índice termogravimétrico (ITG) (Figura 19). Indicando que quanto menor for a razão H/C, maior a resistência da amostra a termodegradação, ou seja, alta resistência das estruturas aromáticas altamente condensadas aos processos de oxidação. Os horizontes orgânicos localizados em zonas saturadas do perfil ou que estão em clima mais

frio apresentaram menores valores de relação H/C (Tabela 15). Quanto menor a razão H/C, identificada como índice de aromaticidade, maior a resistência da amostra a termodegradação, indicando alta resistência de estruturas aromáticas altamente condensadas aos processos oxidativos.

Tabela 15: Análise da composição elementar e razões atômicas de ácidos húmicos extraídos de Organossolos dos Estados do Rio de Janeiro, Maranhão e Paraná.

Perfil	Horizonte	C	H	N	O	H/C	C/N	O/C	O/H
		% Base seca sem cinzas				Razão atômica			
RJ01	Hdp1	55,5	5,6	4,9	33,9	1,2	13	0,5	0,4
RJ01	Hdp2	56,9	5,3	4,1	33,7	1,1	16	0,4	0,4
RJ01	Hbd1	60,6	5,2	3,3	31,0	1,0	22	0,4	0,4
RJ01	Hbd2	59,9	5,0	3,0	32,1	1,0	23	0,4	0,4
RJ01	Hbd3	62,1	4,9	3,6	29,4	0,9	20	0,4	0,4
RJ02	Hdop1	57,2	5,2	3,2	34,3	1,1	21	0,4	0,4
RJ02	Hdo2	60,3	5,4	3,2	31,0	1,1	22	0,4	0,4
RJ02	Hdo3	56,8	5,1	3,0	35,1	1,1	22	0,5	0,4
RJ03	Hdp1	58,8	4,9	4,1	32,2	1,0	17	0,4	0,4
RJ03	Hdp2	57,9	4,9	3,9	33,3	1,0	17	0,4	0,4
RJ03	Hbd3	62,9	5,1	3,6	28,3	1,0	20	0,3	0,3
RJ03	Hbd4	56,6	4,6	2,9	35,9	1,0	22	0,5	0,5
RJ04	Hdp1	58,8	4,3	4,2	32,7	0,9	16	0,4	0,5
RJ04	Hdp2	60,5	4,5	4,0	31,0	0,9	18	0,4	0,4
RJ04	Hbp3	61,4	4,5	3,3	30,8	0,9	22	0,4	0,4
RJ04	Hbd4	61,1	2,8	3,4	32,7	0,6	21	0,4	0,7
RJ04	Hbd5	62,2	2,9	3,2	31,7	0,6	22	0,4	0,7
MA05	Hdo1	60,7	5,3	6,3	27,7	1,0	11	0,3	0,3
MA05	Hdo2	60,9	5,0	3,5	30,5	1,0	20	0,4	0,4
MA05	Hbd3	66,4	3,0	5,0	25,6	0,5	15	0,3	0,5
MA05	Hbd4	65,2	4,2	4,2	26,5	0,8	18	0,3	0,4
PR06	Hdop1	60,5	4,6	4,3	30,6	0,9	16	0,4	0,4
PR06	Hd2	60,9	4,2	4,1	30,9	0,8	18	0,4	0,5
PR06	Hd3	62,4	3,6	2,5	31,5	0,7	29	0,4	0,5
PR06	Hd4	63,2	3,5	2,1	31,2	0,7	35	0,4	0,6
PR07	Hdp1	64,0	3,7	3,4	28,8	0,7	22	0,3	0,5
PR07	Hdp2	62,7	2,8	1,8	32,7	0,5	40	0,4	0,7
RJ08	Hdop1	58,7	3,5	3,5	34,2	0,7	19	0,4	0,6
RJ08	Hdo2	59,1	3,3	2,7	35,0	0,7	26	0,4	0,7
RJ08	Hdo3	62,1	3,3	2,8	31,8	0,6	26	0,4	0,6
	Máximo	66,4	5,6	6,3	35,9	1,2	40	0,5	0,7
	Mínimo	55,5	2,8	1,8	25,6	0,5	11	0,3	0,3
	Média	60,5	4,3	3,6	31,5	0,9	21	0,4	0,5
	DP	2,6	0,9	0,9	2,5	0,2	6	0,0	0,1
	C_Var	0,0	0,2	0,2	0,1	0,2	0	0,1	0,2

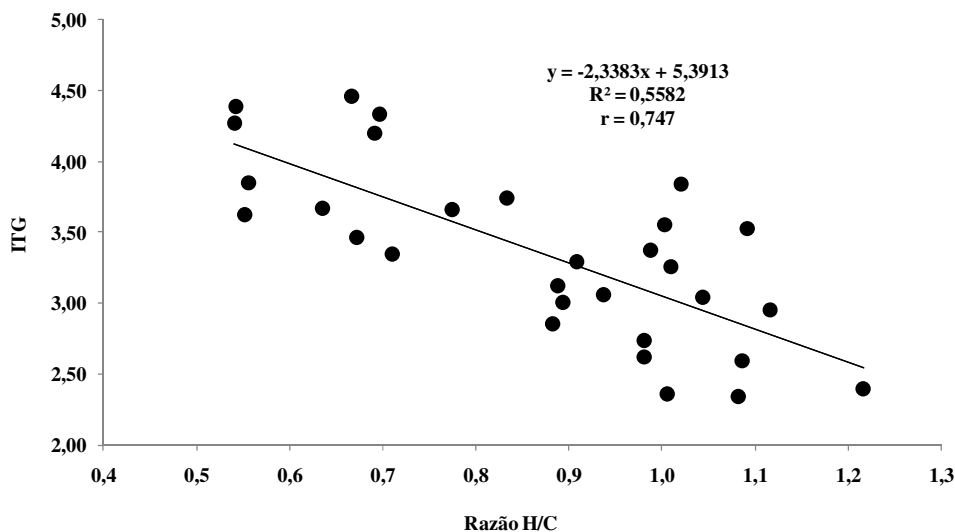


Figura 19: Correlação entre o índice termogravimétrico (ITG) e a razão atômica H/C.

O grau de oxidação (W) é um parâmetro derivado da composição elementar que reflete indiretamente o grau de evolução das substâncias húmicas. Os valores de W podem ser positivos ou negativos. O grau de oxidação apresentou valores de -0,36, no horizonte Hdo1 – MA05, a 0,25 no horizonte Hbd4 – RJ04 (Tabela 16). Menores valores (na escala positiva) desta relação indicam substâncias húmicas com maior estabilidade química e grau de humificação. Valores negativos desta relação são comumente observados para ácidos húmicos extraídos de fontes não pedogênicas, como vermicomposto e compostos orgânicos (Ruiz, 1986). Os valores de WI, assim como os de W, estão relacionados aos processos de degradação, oxidação e redução, contribuindo para avaliar as mudanças na formação das substâncias húmicas, sendo que estes podem variar de -0,40 a + 0,40 e correspondem à formação do CH₄ e CO₂, respectivamente.

O índice de polaridade (IP) indica a capacidade de reação das substâncias húmicas, sendo que quanto maior esse valor, maior será sua polaridade, e assim, maior será a presença de grupos ionizáveis como COOH, OH e NH₃ (Torrents et al., 1997). Os valores de IP variaram de 0,35 (Hbd3 – MA05) a 0,53 (Hdp1 – RJ01). Maiores valores indicam maior grau de oxidação, indicando estado oxidado (carbono em CO₂) e excesso de oxigênio, estando estes valores relacionados a solos com boa drenagem. Ao contrário, menores valores indicam menor oxidação, indicando estado reduzido (CH₄) e excesso de hidrogênio, estando então relacionados a solos com drenagem deficiente, formados em ambientes anaeróbicos (Orlov, 1985, Ciéslewicz et al., 1997).

Tabela 16: Razões molares atômicas dos ácidos húmicos extraídos de Organossilos dos Estados do Rio do Janeiro, Maranhão e Paraná.

Perfil	Horizonte	IP ¹	W ²	WI ³
RJ01	Hdp1	0,53	-0,30	-0,07
RJ01	Hdp2	0,51	-0,23	-0,04
RJ01	Hbd1	0,43	-0,25	-0,11
RJ01	Hbd2	0,45	-0,20	-0,07
RJ01	Hbd3	0,40	-0,23	-0,08
RJ02	Hdop1	0,50	-0,19	-0,05
RJ02	Hdo2	0,43	-0,31	-0,17
RJ02	Hdo3	0,51	-0,16	-0,03
RJ03	Hdp1	0,47	-0,19	-0,01
RJ03	Hdp2	0,49	-0,15	0,03
RJ03	Hbd3	0,39	-0,31	-0,16
RJ03	Hbd4	0,52	-0,03	0,10
RJ04	Hdp1	0,48	-0,05	0,13
RJ04	Hdp2	0,44	-0,13	0,05
RJ04	Hbp3	0,42	-0,13	0,00
RJ04	Hbd4	0,45	0,25	0,39
RJ04	Hbd5	0,43	0,21	0,35
MA05	Hdo1	0,43	-0,36	-0,09
MA05	Hdo2	0,43	-0,24	-0,09
MA05	Hbd3	0,35	0,04	0,23
MA05	Hbd4	0,36	-0,17	0,00
PR06	Hdop1	0,44	-0,15	0,03
PR06	Hd2	0,44	-0,07	0,10
PR06	Hd3	0,41	0,06	0,16
PR06	Hd4	0,40	0,08	0,16
PR07	Hdp1	0,38	-0,02	0,12
PR07	Hdp2	0,42	0,24	0,32
RJ08	Hdop1	0,49	0,16	0,32
RJ08	Hdo2	0,48	0,21	0,33
RJ08	Hdo3	0,42	0,13	0,25
	Máximo	0,53	0,25	0,39
	Mínimo	0,35	-0,36	-0,17
	Média	0,44	-0,08	0,07
	DP	0,05	0,18	0,16

1 IP = Índice de Polaridade: $(\%O + \%N) / \%C$ (Torrents et al., 1997). 2 W = Grau de Oxidação Interna: $((2 \times \%O) - \%H) / \%C$ (Orlov, 1985). 3 WI = Grau de Oxidação Interna: $((2 \times \%O) + (3 \times \%N) - \%H) / \%C$ (Ciéslewicz et al., 1997; Debska, 1997).

A dispersão dos pontos no diagrama de Van Krevelen, elaborado a partir dos valores das relações H/C e O/C (Van Krevelen, 1961; Rice & Maccarthy, 1991), permite avaliar as mudanças na composição elementar de substâncias húmicas durante as alterações na geoquímica do ambiente (Canellas et al., 2005).

Na figura 20a observamos os principais caminhos para reações como descarboxilação, desmetilação, desidratação, desidrogenação, hidrogenação e oxidação. Estas são representadas por linhas retas no diagrama (Van Krevelen, 1950). Nos estágios iniciais e intermediários do processo de humificação, ocorrem principalmente a desidrogenação e a desmetilação, sugerindo que as partes alifáticas das moléculas húmicas são eliminadas à medida que o processo de humificação progride. Nos estágios finais do processo de humificação as reações de desidratação passam a ocorrer, indicando que as reações de condensação desidratativa são importantes nos ácidos húmicos com alto grau de humificação (posição inferior no diagrama).

Os valores mais elevados da relação H/C foram observados nos primeiros horizontes da maioria dos perfis, e localizam-se próximos no diagrama de Van Krevelen ao padrão da lignina. Já os valores intermediários foram observados nos horizontes em posições mais próximas ao lençol freático, na maioria dos perfis, correspondendo ao padrão da turfa.

Podemos observar (Figura 20b ampliada) que a maioria das amostras de ácidos húmicos dos Organossolos encontra-se na região referente à lignina e a turfa, indicando que a maior parte dos horizontes encontra-se em estágio intermediário de humificação. Outro grupo de horizontes (que se encontram fora dos círculos na figura 20b) ocupa posições inferiores no diagrama de Van Krevelen, ou seja, para estas amostras, os processos de desidratação, desidrogenação e demetilação foram mais intensos. Isso indica que a estrutura química destes ácidos húmicos tende a caracterizar compostos de maior estabilidade, portanto, com menor tendência a mineralização. Esta distribuição foi observada na maioria dos horizontes nos perfis PR06, PR07 e RJ08 e em alguns horizontes dos perfis MA05 e RJ04, em geral naqueles localizados em maior profundidade no solo, ou seja, sob menor influência antrópica atual.

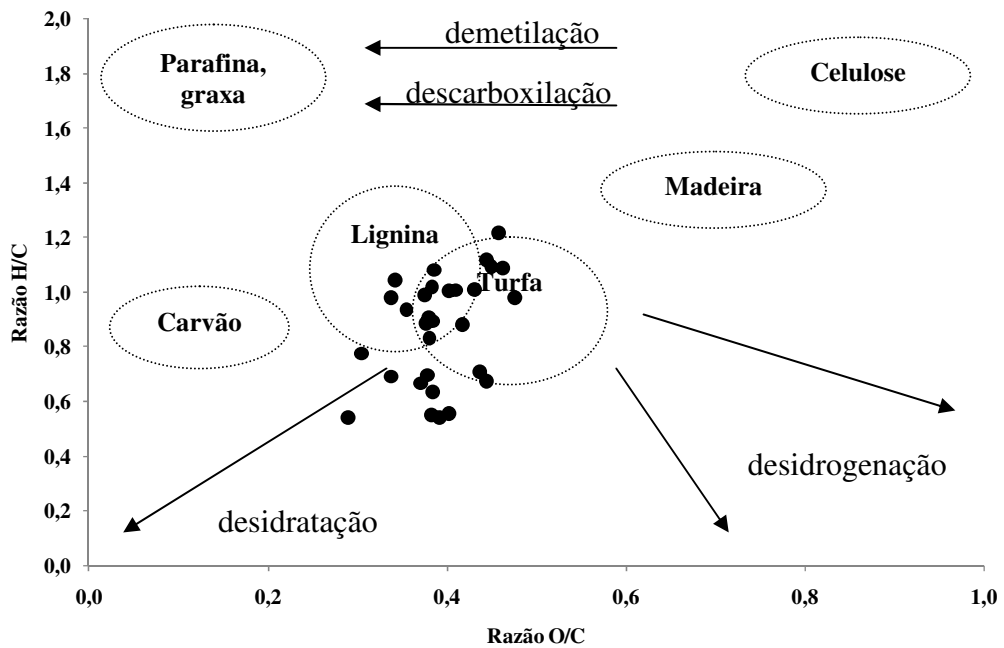


Figura 20a: Diagrama de Van Krevelen pela dispersão da relação O/C com H/C e os principais compostos e processos.

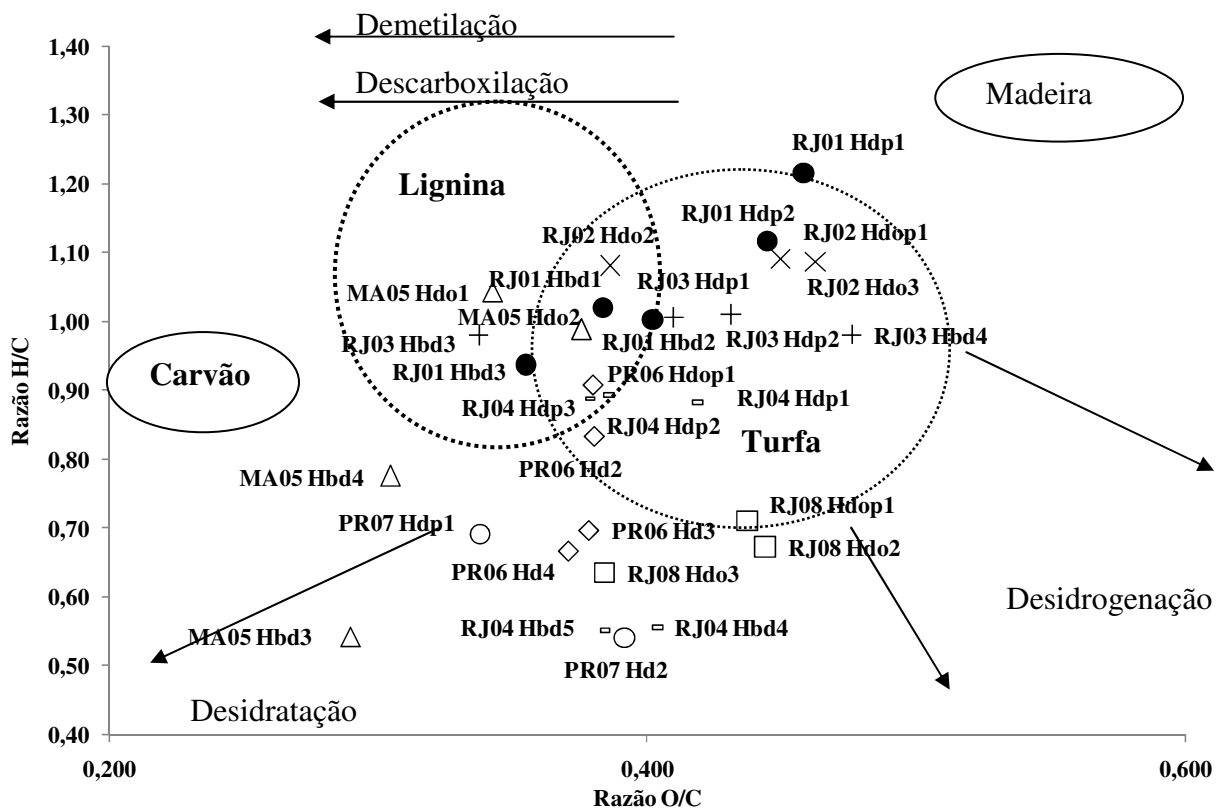


Figura 20b: Diagrama de Van Krevelen pela dispersão da relação O/C com H/C e os principais compostos e processos (ampliação).

4.8 Avaliação Espectroscopia na Região do Infravermelho dos Ácidos Húmicos

Foram obtidos espectros de amostras de ácidos húmicos purificados de todas as amostras de horizontes orgânicos, que foram agrupados por perfil de Organossolo (Figura 21 - RJ01; figura 22 - RJ02; figura 23 - RJ03; figura 24 - RJ04; figuras 25-26 - MA05; figura 27 - PR06; figura 28 - PR07; figura 29 - RJ08).

Analisando as figuras podemos perceber certa semelhança entre os espectros dos diferentes perfis, sendo os espectros típicos de ácidos húmicos originados de Organossolos. Algumas diferenças serão destacadas conforme a ocorrência das diferentes bandas de absorção da Tabela 4, pg.37, e em comparações com outros trabalhos.

Para os espectros das figuras 21 e 23, referentes aos perfis RJ01 e RJ03, foi observada a presença de grupos OH (3400 cm^{-1}), de estruturas alifáticas com estiramentos assimétricos e simétricos de C-H, respectivamente (2940 e 2850 cm^{-1}) e deformação em C-H em CH_2 e CH_3 alifáticos (1448 a 1409 cm^{-1}), de grupos carboxílicos, principalmente de grupos C=O (1720 cm^{-1}), de estiramentos C=C em anéis aromáticos e estiramento de C=O de amidas I (1628 cm^{-1}), de deformação N-H e estiramentos C=N em amida (banda II) (1545 cm^{-1}), e de estruturas contendo principalmente OH e/ou grupos COOH (1250 cm^{-1}).

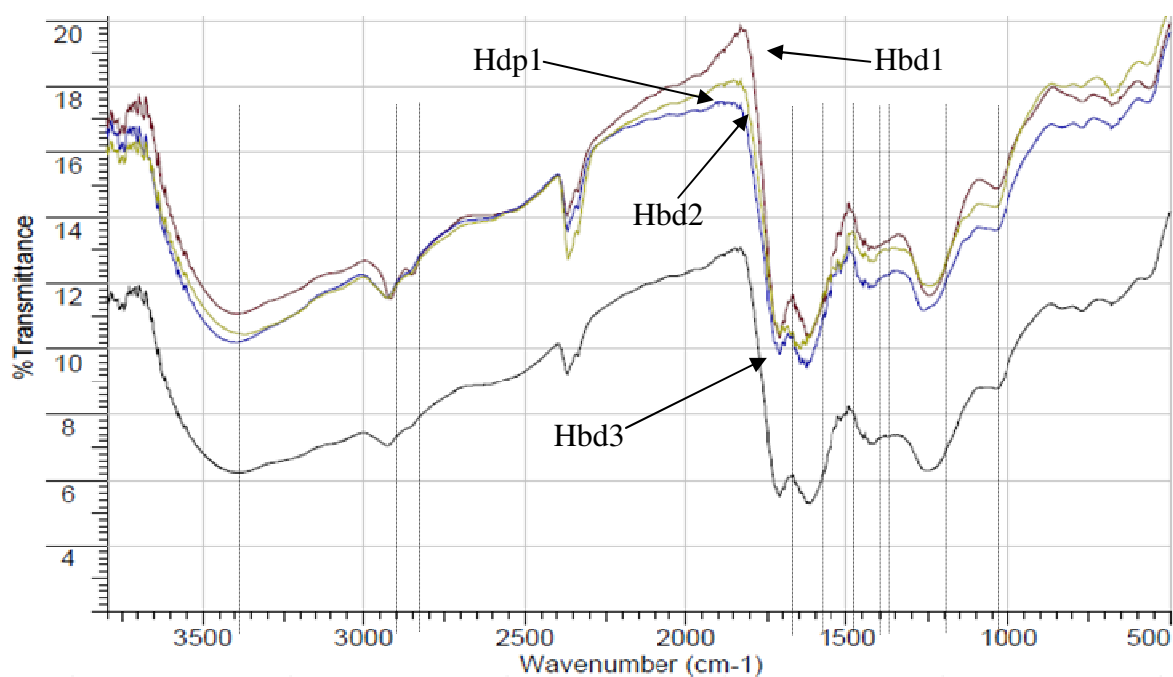


Figura 21: Espectros de DRIFT dos ácidos húmicos purificados de horizontes do perfil RJ01.

Os grupos alifáticos, com estiramento C-H em CH_2 e CH_3 , em 2850 cm^{-1} , somente foram observados no horizonte Hbd1 do perfil RJ01. A presença de bandas em 1628 , 1505 e 1080 cm^{-1} sugere o aumento do grau de humificação neste horizonte.

Observando os espectros da figura 22, referentes ao perfil RJ02, nota-se a ausência de estruturas alifáticas com estiramentos simétricos de C-H em 2850 cm^{-1} , quando comparados com a figura 21. Assim como, a presença de bandas mais intensas de grupos carboxílicos, principalmente de grupos C=O (1720 cm^{-1}), de estiramentos C=C em anéis aromáticos, e estiramento de C=O de amidas I (1628 cm^{-1}). Além da similaridade de deformação N-H e estiramentos C=N em amida (banda II) (1545 cm^{-1}).

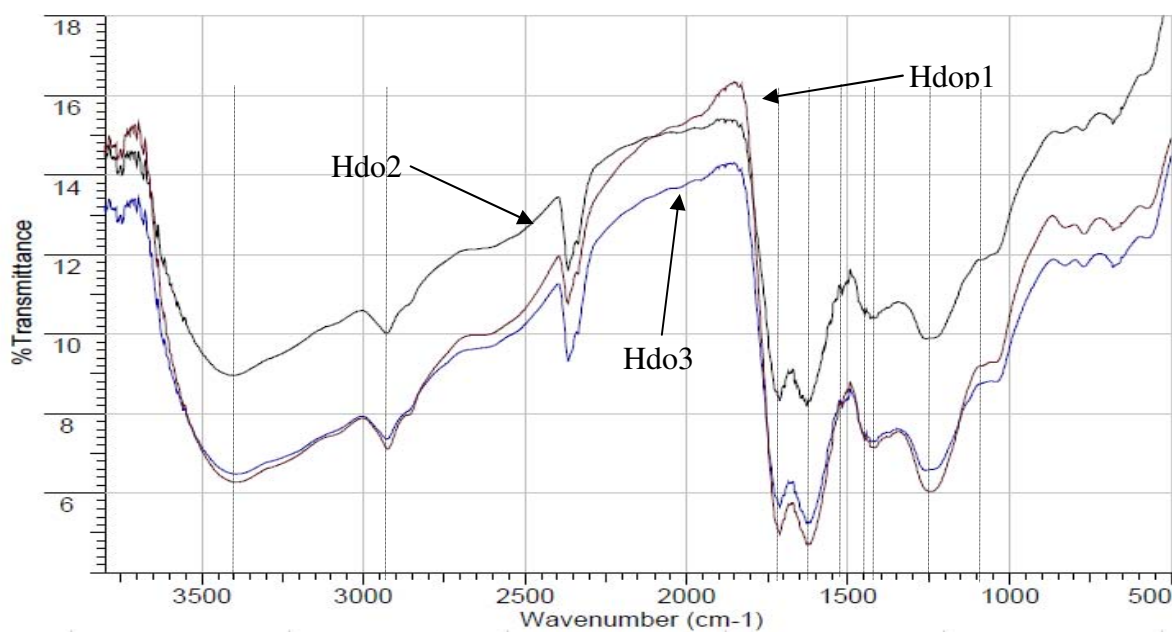


Figura 22: Espectros de DRIFT dos ácidos húmicos purificados de horizontes do perfil RJ02.

Amidas cíclicas exibem, adicionalmente, uma banda de amida II por volta 1540 cm^{-1} , que resulta da interação entre a deformação N-H e o estiramento C-N do grupo C-N-H (Silverstein et al., 2000). A ausência de bandas em $1080\text{-}1040\text{ cm}^{-1}$ sugere menor humificação da matéria orgânica nestes horizontes do perfil RJ02, e do horizonte Hbd4 do perfil RJ03 (Figura 23).

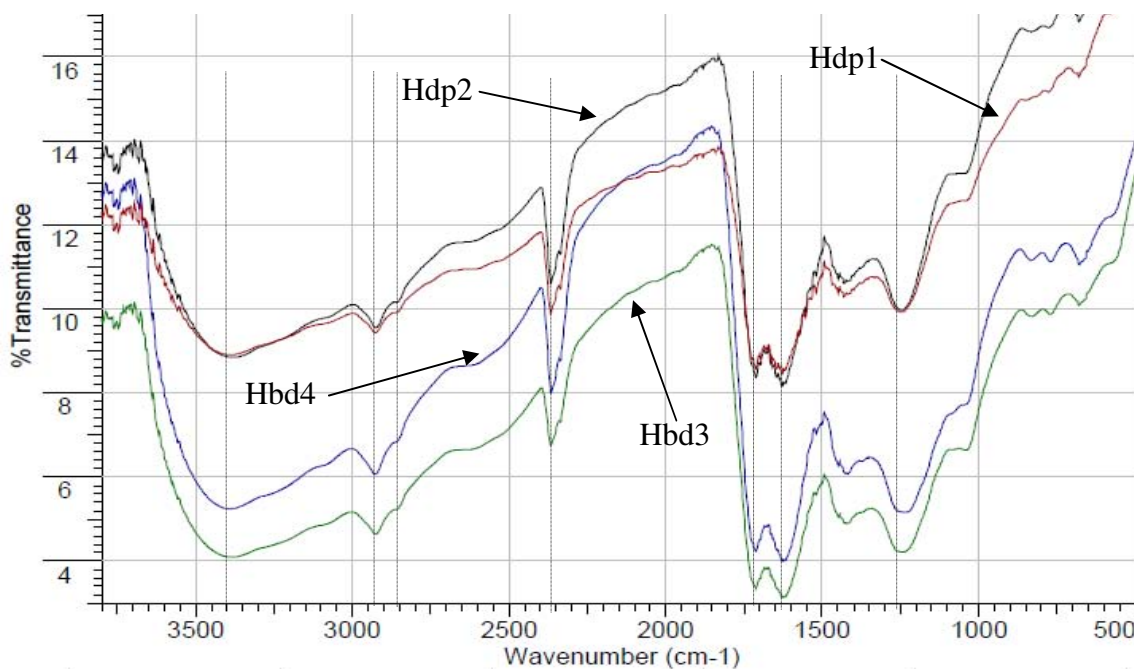


Figura 23: Espectros de DRIFT dos ácidos húmicos purificados de horizontes do perfil RJ03.

A Figura 24, referente ao perfil RJ04, se diferencia das Figuras 21 e 23 apenas por apresentar maior intensidade da banda de estruturas alifáticas com estiramentos assimétricos em 2940 cm⁻¹.

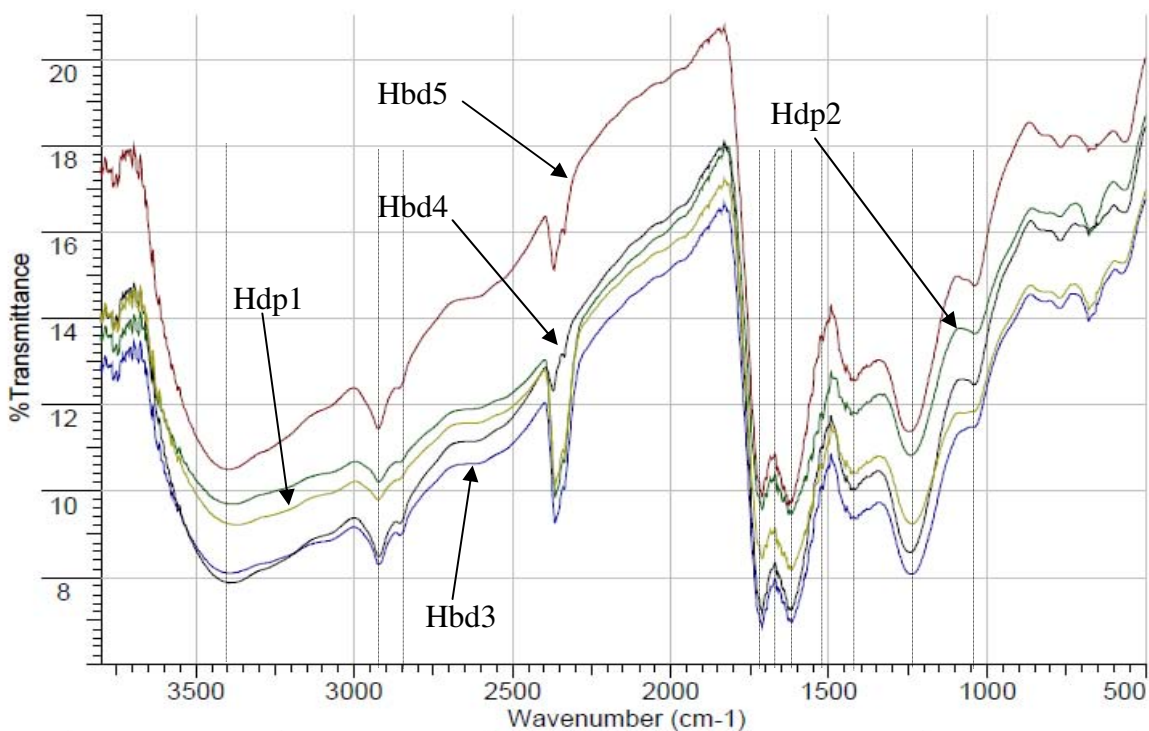


Figura 24: Espectros de DRIFT dos ácidos húmicos purificados de horizontes do perfil RJ04.

Apesar de todos os grupamentos funcionais que são sensíveis à radiação infravermelha, tais como hidroxilas, alcoólicas e fenólicas, carboxilas e carbonilas, estruturas alifáticas (alguns CH₃ e CH₂) e aromáticas, estarem possivelmente presentes nas estruturas das substâncias húmicas, independente da sua origem, o conteúdo desses grupos pode diferir de uma amostra para outra.

As Figuras 25 e 26 relativas aos horizontes Hdo1, Hdo2, Hbd3 e Hbd4 do perfil MA05, se destacam pela forte intensidade das bandas em (2940 e 2850 cm⁻¹), que indicam à presença de estruturas alifáticas com estiramentos assimétricos e simétricos de C-H, respectivamente, principalmente nos horizontes Hbd3 e Hbd4. Destaca-se ainda a ausência de banda em 1720 cm⁻¹ para o horizonte Hdo1, a qual aumenta em Hdo2 e diminui em Hbd3 e Hbd4 (Figura 26), caracterizando zonas de maior e menor favorecimento da decomposição e humificação no perfil de solo. Ainda, a maior intensidade de banda no horizonte Hdo2, relativa a estiramentos C-O em COOH e deformação em O-H de grupos COOH, fenóis, álcoois e ésteres aromáticos em 1250 cm⁻¹.

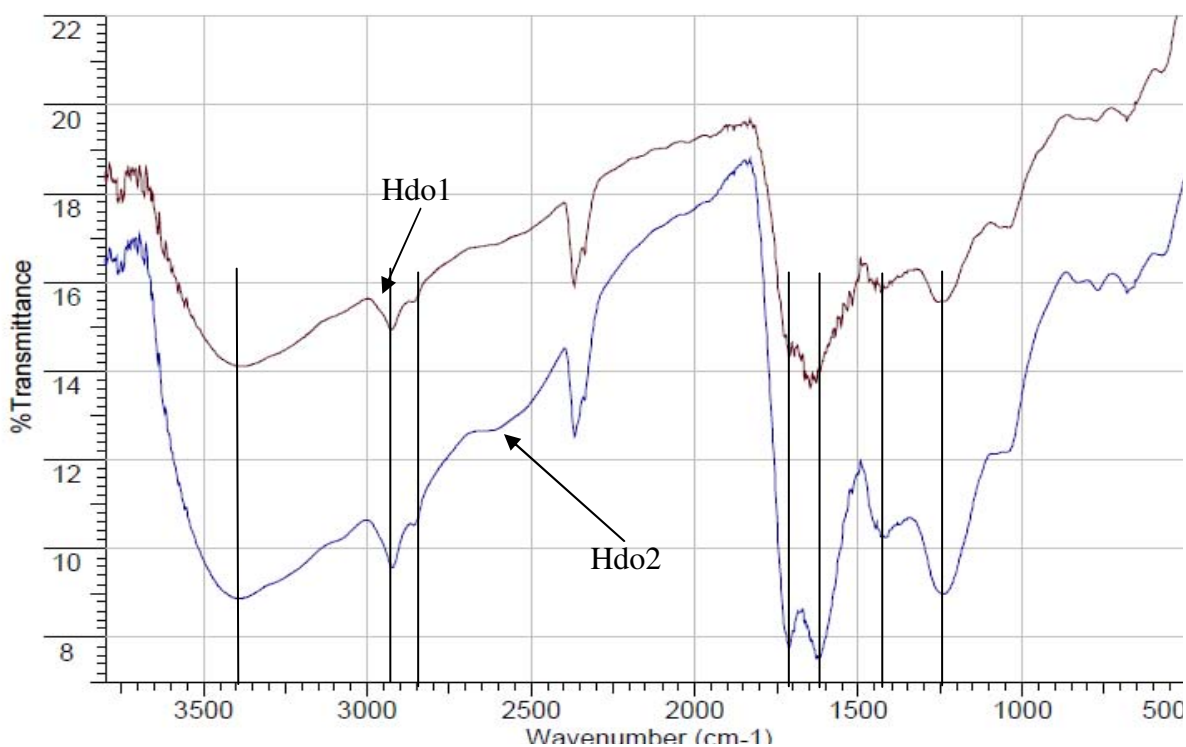


Figura 25: Espectros de DRIFT dos ácidos húmicos purificados dos horizontes Hdo1 e Hdo2, perfil MA05.

Para os horizontes Hbd3 e Hbd4 do perfil MA05 (Figura 26) podemos observar uma maior intensidade das bandas com estiramentos C=C em anéis aromáticos e estiramento de C=O de amidas I em 1628 cm⁻¹. Do mesmo modo, no horizonte Hbd4 observa-se em

1040 cm^{-1} uma banda maior relativa aos estiramentos C-O de álcoois alifáticos, C-O-C de ésteres e C-O em polissacarídeos.

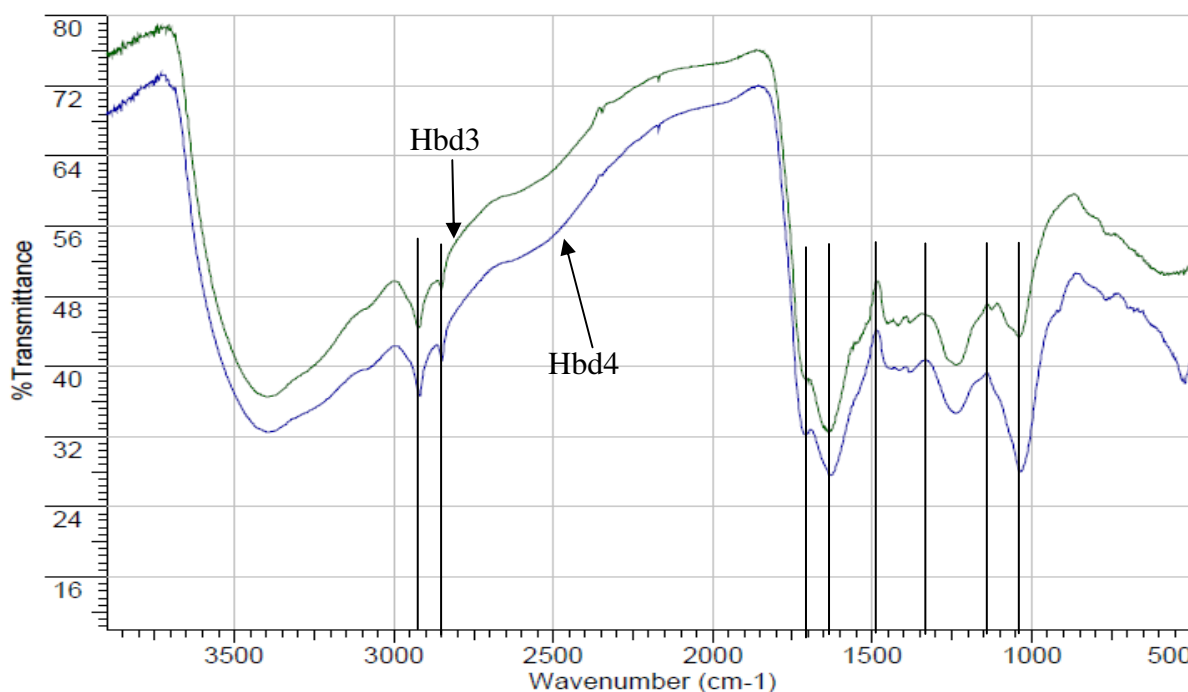


Figura 26: Espectros de DRIFT dos ácidos húmicos purificados dos horizontes Hbd3 e Hbd4, perfil MA05.

A comparação pelo grau de humificação tem como base a presença e/ou ausência de compostos como amidas (1660-1630 e 1545-1505 cm^{-1}), polissacarídeos (1080-1040 cm^{-1}) e aromático (1620-1600 cm^{-1}). O que é possível, principalmente, uma vez aceita como regra geral que a humificação compreende a transformação de compostos com morfologia conhecida e identificável (carboidratos, proteínas, lignina, principalmente) em compostos húmicos amorfos (substâncias húmicas) de maior estabilidade (Zech et al., 1997).

Observando os espectros, de uma forma geral, percebe-se que os horizontes orgânicos em zonas saturadas por água parecem ser mais ricos em compostos como amidas e polissacarídeos que os horizontes de regiões de altitude, como os horizontes dos perfis PR06 e PR07 (Figuras 27 e 28, respectivamente).

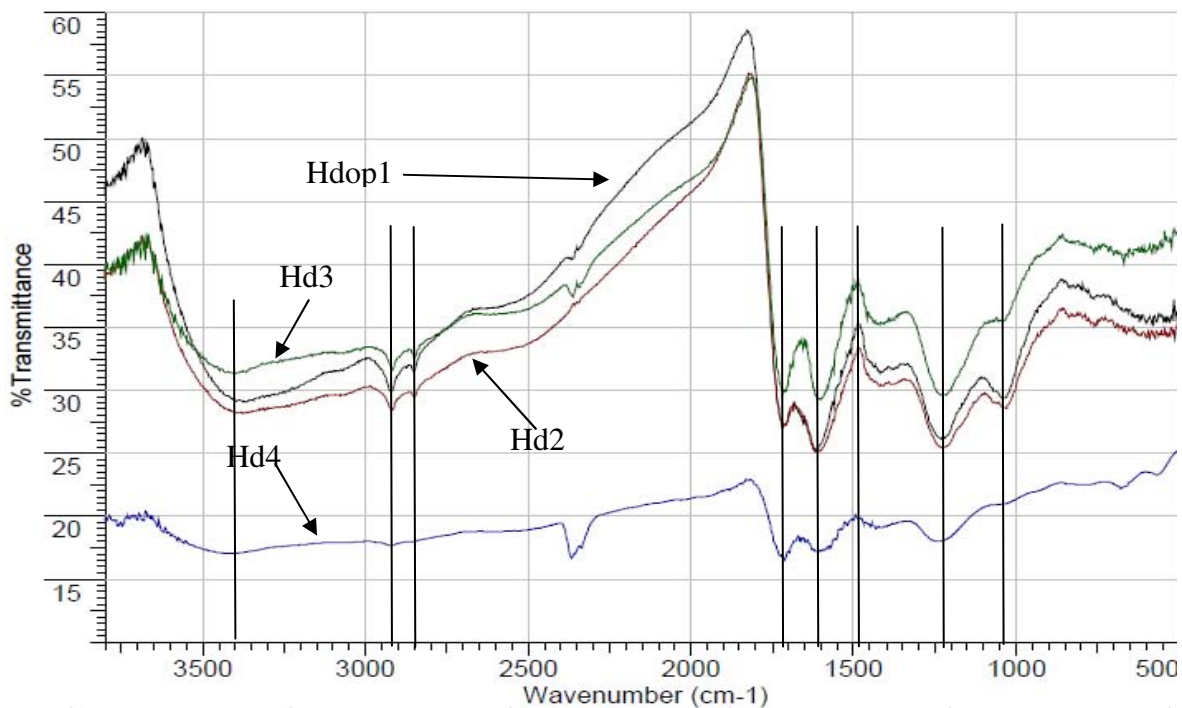


Figura 27: Espectros de DRIFT dos ácidos húmicos purificados de horizontes do perfil PR06.

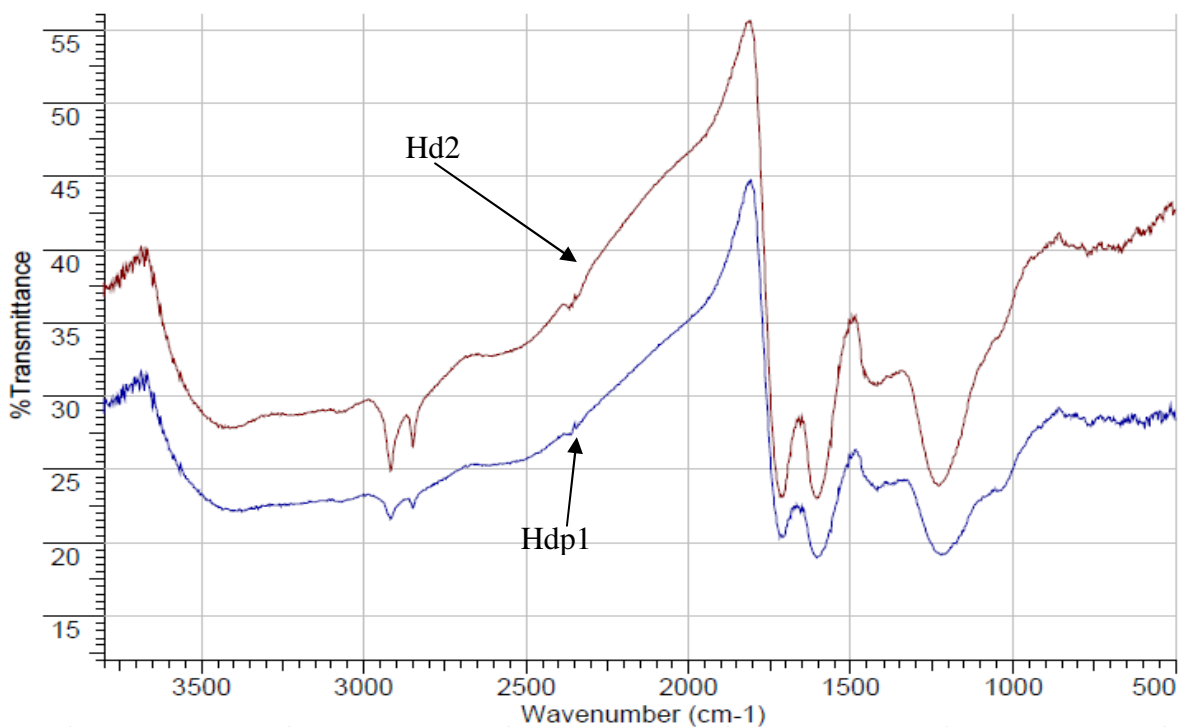


Figura 28: Espectros de DRIFT dos ácidos húmicos purificados de horizontes do perfil PR07.

Na Figura 29, do perfil RJ08, tomado como referência de menor grau de interferência pelo uso agrícola, pode-se perceber bandas mais pronunciadas em 2857 - 2940 cm⁻¹, referentes ao estiramento simétrico e assimétrico de C-H, respectivamente. O fato de os

ácidos húmicos neste perfil apresentarem estas bandas melhor definidas sugere maior alifaticidade (Stevenson, 1994), ou menor grau de humificação.

Amidas cíclicas exibem, adicionalmente, bandas de amida II por volta de 1590 – 1517 cm^{-1} (Figura 29), que resultam da interação entre a deformação N-H e o estiramento C-N do grupo C-N-H (Silverstein et al., 2000). Amidas substituídas e não substituídas apresentam a banda C=O (banda amida I) em 1690 – 1640 cm^{-1} (Morrison & Boyd, 1995 e Stevenson, 1994).

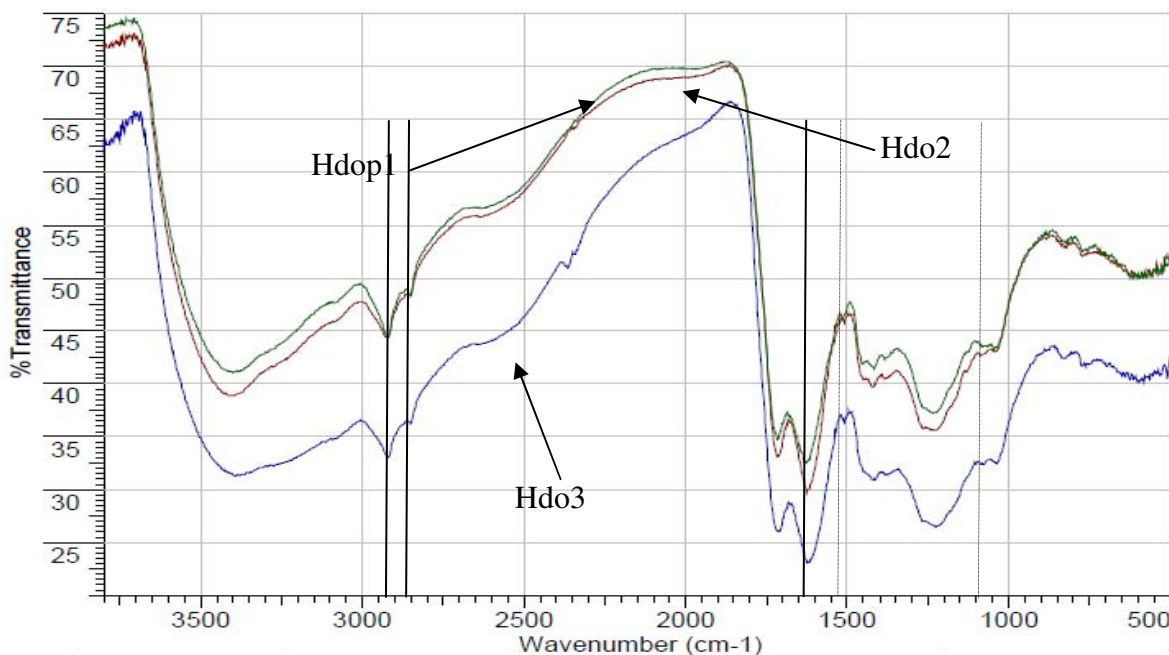


Figura 29: Espectros de DRIFT dos ácidos húmicos purificados de horizontes do perfil RJ08.

No Noroeste da Espanha, Gondar et al. (2005) não observaram diferenças significativas entre os espectros de AH de horizontes sáprico e fíbrico, assim como Deport et al. (2006) entre solos de características químicas básicas e ácidas na França. Couto & Resende (1985), em solos do Sudoeste da Bahia, e González-Perez et al. (2008), em solo da região litorânea de São Paulo, não observaram bandas em 1660-1630, 1545-1505 e 1080-1040 cm^{-1} , de compostos amídicos e polissacarídeos. A influência de ambiente desfavorável para a decomposição e humificação foi relatada em solo na região dos Everglades por Volk & Schnitzer (1973), sendo encontrado em profundidade AH com características mais alifáticas.

A homogeneidade dos espectros, em uma análise conjunta, não permitiu identificar padrões que diferenciasssem os ácidos húmicos nos distintos ambientes e usos dos Organossolos, o que pode ser uma limitante da técnica.

Essa observação é corroborada por Shnitzer & Khan (1972) e Kononova (1982), onde, de maneira geral, os espectros IV das substâncias húmicas de diversas origens são similares e

indicam a presença de grupos funcionais essenciais na estrutura química, os quais, entretanto, podem diferir na quantidade destes grupos. Para MacCarthy & Rice (1985), embora existam diferenças entre os espectros obtidos de ácidos húmicos de diferentes ambientes, geralmente a feição (análise qualitativa) dos espectros de cada substância húmica é bastante similar, ocorrendo algumas variações nas intensidades das bandas de absorção e pequenos deslocamentos na frequência de absorção.

4.9 Índice de Aromaticidade, Hidrofobicidade e Reatividade

Na Tabela 17 são apresentados os valores para os índices de aromaticidade, hidrofobicidade e reatividade dos ácidos húmicos extraídos e purificados a partir das amostras de horizontes orgânicos.

Os índices de aromaticidade variaram de 0,86 a 0,98, com valor médio de 0,95, desvio padrão de 0,03 e coeficiente de variação de 2,94%. O índice de hidrofobicidade apresentou valor máximo de 1,22, média de 1,07 e mínima de 0,97, valores muito próximos e com desvio padrão de 0,07 e coeficiente de variação de 6,97. Para o índice de reatividade os valores variaram de 1,09 a 1,43, com média de 1,26, desvio padrão de 0,09 e coeficiente de variação de 7,05.

Os valores dos índices de aromaticidade foram muito próximos entre os horizontes, mas podemos observar que os maiores valores estão relacionados aos Organossolos de ambiente de altitude (PR06 e PR07). Já os menores valores ocorreram nos horizontes dos perfis sem influencia de manejo agrícola com lavouras (RJ02 e RJ08), e os demais perfis com valores intermediários do índice de aromaticidade.

Os perfis influenciados por queima recente (RJ01 e PR07) apresentaram-se mais hidrofóbicos quando comparados aos perfis em estado natural (RJ02 e RJ08). Também para este atributo, os perfis com algum tipo de uso agrícola apresentaram valores intermediários, embora, em sua maioria, superiores a média.

Os valores do índice de reatividade foram maiores para os Organossolos em estado natural (RJ02 e RJ08) e para os horizontes localizados em maiores profundidades no perfil. Os perfis influenciados por queima recente (RJ01 e PR07) apresentaram valores intermediários, enquanto que os perfis com uso agrícola mais intenso mostraram os menores índices de reatividade.

Tabela 17: Índice de aromaticidade (IA), hidrofobicidade (IH) e reatividade (IR) dos ácidos húmicos obtidos dos espectros de infravermelho.

Amostra	Horizonte	IA	IH	IR
RJ01	Hdp1	0,95	0,98	1,22
RJ01	Hdp2	0,98	1,11	1,17
RJ01	Hbd1	0,95	1,22	1,19
RJ01	Hbd2	0,95	1,10	1,22
RJ01	Hbd3	0,93	1,07	1,36
RJ02	Hdop1	0,92	1,11	1,31
RJ02	Hdo2	0,92	1,01	1,41
RJ02	Hdo3	0,93	1,01	1,41
RJ03	Hdp1	0,97	1,14	1,27
RJ03	Hdp2	0,97	1,06	1,22
RJ03	Hbd3	0,92	1,08	1,29
RJ03	Hbd4	0,92	1,05	1,34
RJ04	Hdp1	0,97	1,07	1,26
RJ04	Hdp2	0,96	1,07	1,23
RJ04	Hbp3	0,97	1,22	1,31
RJ04	Hbd4	0,95	1,16	1,31
RJ04	Hbd5	0,97	1,04	1,30
MA05	Hdo1	0,94	0,99	1,17
MA05	Hdo2	0,95	1,11	1,17
MA05	Hbd3	0,98	1,01	1,23
MA05	Hbd4	0,96	1,16	1,19
PR06	Hdop1	0,96	0,99	1,14
PR06	Hd2	0,98	1,01	1,09
PR06	Hd3	0,98	1,09	1,18
PR06	Hd4	0,98	1,09	1,18
PR07	Hdp1	0,98	1,05	1,12
PR07	Hdp2	0,95	1,22	1,32
RJ08	Hdop1	0,91	0,97	1,32
RJ08	Hdo2	0,94	0,97	1,43
RJ08	Hdo3	0,95	0,99	1,33
Máximo		0,98	1,22	1,43
Mínimo		0,86	0,97	1,09
Média		0,95	1,07	1,26
DP		0,03	0,07	0,09
C_Var		2,94	6,97	7,05

A relação E_4/E_6 está relacionada à aromaticidade e ao grau de condensação da cadeia de carbonos aromáticos dos ácidos húmicos, podendo assim ser usada como índice de humificação (Kononova, 1966; Stevenson, 1982). Na Figura 30 pode ser observada a correlação significativa entre o índice de aromaticidade e a relação E_4/E_6 , confirmando que ácidos húmicos mais aromáticos apresentam menor relação E_4/E_6 .

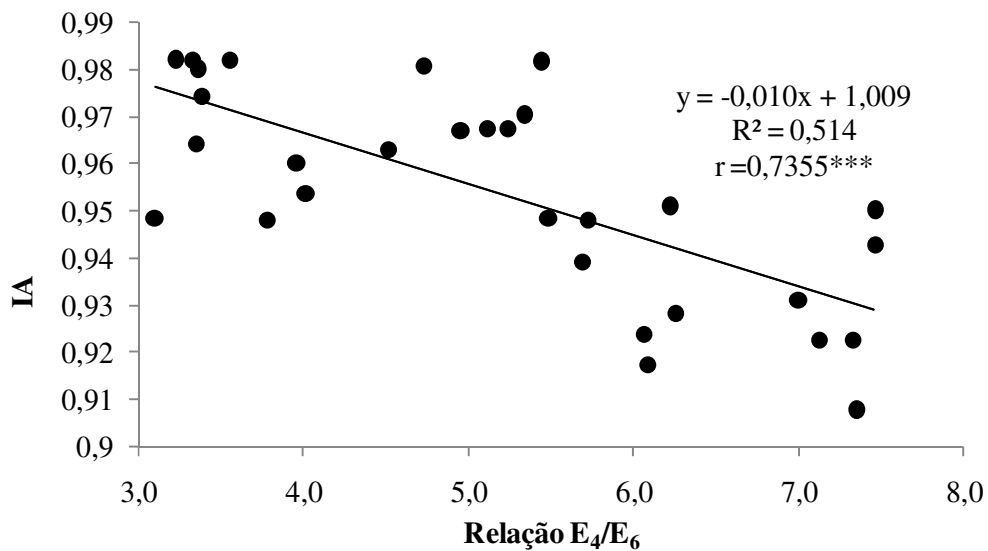


Figura 30: Correlação entre o índice de aromaticidade e a relação E_4/E_6 .

A Figura 31 mostra a correlação entre os índices de aromaticidade e de reatividade, onde quanto maior a reatividade de amostra menor sua aromaticidade.

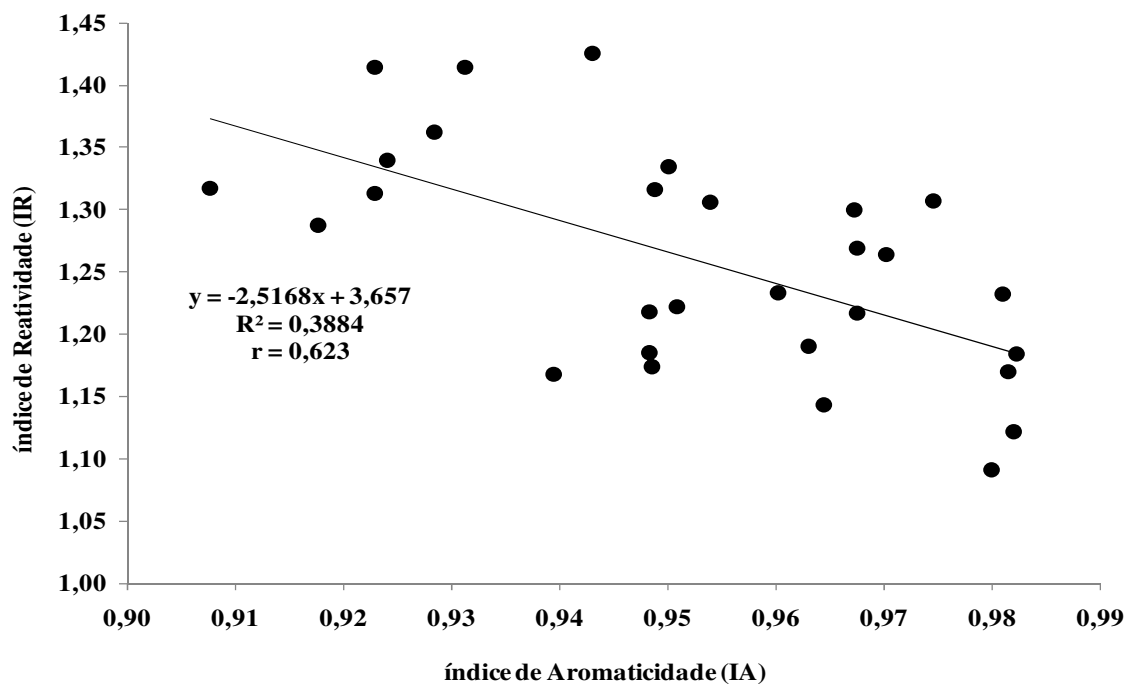


Figura 31: Diagrama de dispersão entre o índice de aromaticidade e o índice de reatividade.

4.10 Análise de Ressonância Magnética Nuclear

A análise de amostras de ácidos húmicos purificados pela técnica de ressonância magnética nuclear (RMN) já vem sendo usado ao longo dos anos e tem como objetivo a identificação e quantificação dos diferentes grupos funcionais presentes na matéria orgânica do solo. Para isso uma pequena explanação é necessária.

Entre os resultados obtidos por essa técnica, destaca-se que no processo da degradação oxidativa da lignina diminui a intensidade dos sinais atribuídos a grupos aromáticos oxigenados (145 – 160ppm) e metoxílicos (50-62ppm) (Guggenberger et al., 1994). Ainda, a degradação dos anéis aromáticos da lignina leva a diminuição dos grupos aromáticos oxigenados e dos picos atribuídos a grupos aromáticos desse material (112 – 120ppm), com a concomitante conversão dos picos aromáticos para um pico simples e largo em 132ppm, que é atribuído a C aromático e a C substituído (Preston, 1996).

Com base nessas premissas, também podem ser interpretados os dados de RMN dos ácidos húmicos provenientes de Organossolos. Para facilitar a interpretação dos espectros, as Figuras 33 e 40, serão utilizadas como referência, uma vez que os dois perfis representados (RJ02 e RJ08) têm menor influência antrópica dentre os Organossolos. Esses espectros mostram picos elevados em 30ppm, característico de grupos carbono alquila (30-0ppm), indicando estrutura mais recalcitrante e com maiores conteúdos de estruturas associadas à lignina e C-alquila de cadeia longa (Novotny, 2004). Esse tipo de estrutura tende a acumular durante o processo de decomposição da matéria orgânica do solo e o C-alquila contribui para a região alifática do espectro de ^{13}C RMN. Logo, o resultado indica material muito humificado, porém com alta aromaticidade. Isso está de acordo com as características desses dois perfis que nunca sofreram algum tipo de ação antrópica, encontrando-se em um estágio inicial de decomposição de acordo com as características químicas e físicas apresentadas anteriormente.

Esses dois perfis (RJ02 e RJ08) apresentam pequenos picos na faixa entre 145 e 160ppm, atribuídos a grupos aromáticos oxigenados e metoxílicos (50-62ppm) (Novotny, 2004). O mesmo é observado nos horizontes Hdp1 e Hbd3, do perfil RJ01 (Figura 32), horizonte Hbd4 do perfil RJ03 (Figura 34) e horizonte Hd4 perfil PR06 (Figura 38). Um ponto em comum nesses perfis e em alguns horizontes é que eles encontram-se saturados com água a maior parte do ano, o que diminui consideravelmente os processos de decomposição acelerada do material orgânico permanecendo apenas a decomposição anaeróbica do material ali depositado. Observação especial deve ser feita em relação ao horizonte Hdp1 do perfil

RJ01 (Figura 32). Esse horizonte, há alguns anos atrás, sofreu uma queimada do material ali depositado e nesse caso o que pode ter espessado esse resultado para esse horizonte é o material orgânico recentemente depositado, a área encontra-se hoje completamente recoberta com gramíneas (figuras em anexo II).

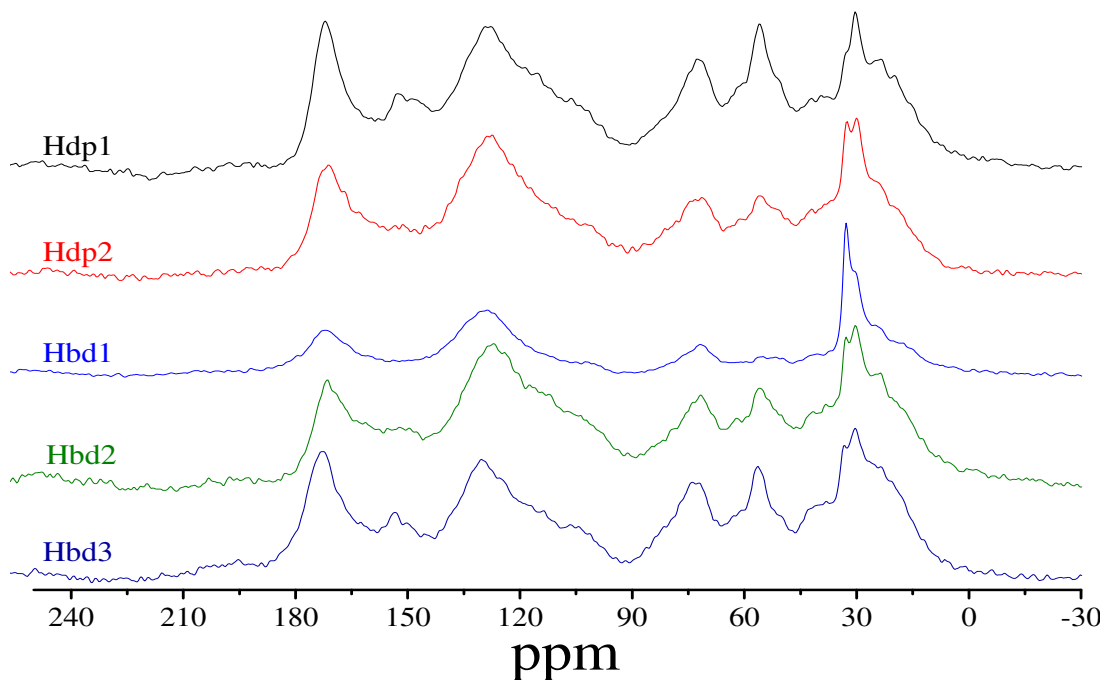


Figura 32: Espectros de ressonância magnética nuclear de amostras de ácidos húmicos do perfil RJ01.

A degradação microbiana da matéria orgânica do solo leva ao acúmulo de estruturas parafínicas (C-alquila 0-50ppm), quer seja de origem vegetal (como cutina e suberina), resistente à degradação microbiana (Baldock et al., 1992; Preston, 1996), ou de neossíntese microbiana (Baldock et al., 1990).

A presença de C-alquila (0-50ppm) é menor nos perfis RJ02 e RJ08 em comparação aos demais, horizontes Hbp1, Hbd2 e Hbd3 perfil RJ01, horizontes Hdp1 e Hdp2 perfil RJ03, horizontes Hbd4 e Hbd5 perfil RJ04, horizonte Hdo2 perfil MA05 e Hd3 perfil PR06, para esses perfis e horizontes o que os torna semelhantes é que os perfis (RJ02 e RJ08) encontram-se em estágio natural enquanto que os horizontes (Hbd2 e Hbd3 perfil RJ01, Hbd3 e Hbd4 perfil RJ03, e Hd4 perfil PR06) encontram-se em camadas mais profundas protegidas (alagadas) da decomposição acelerada, ou são horizontes iniciais (Hdp1 perfil RJ01, Hdp1 perfil RJ03, Hdo1 perfil MA05) que recebem aporte de material orgânico diretamente.

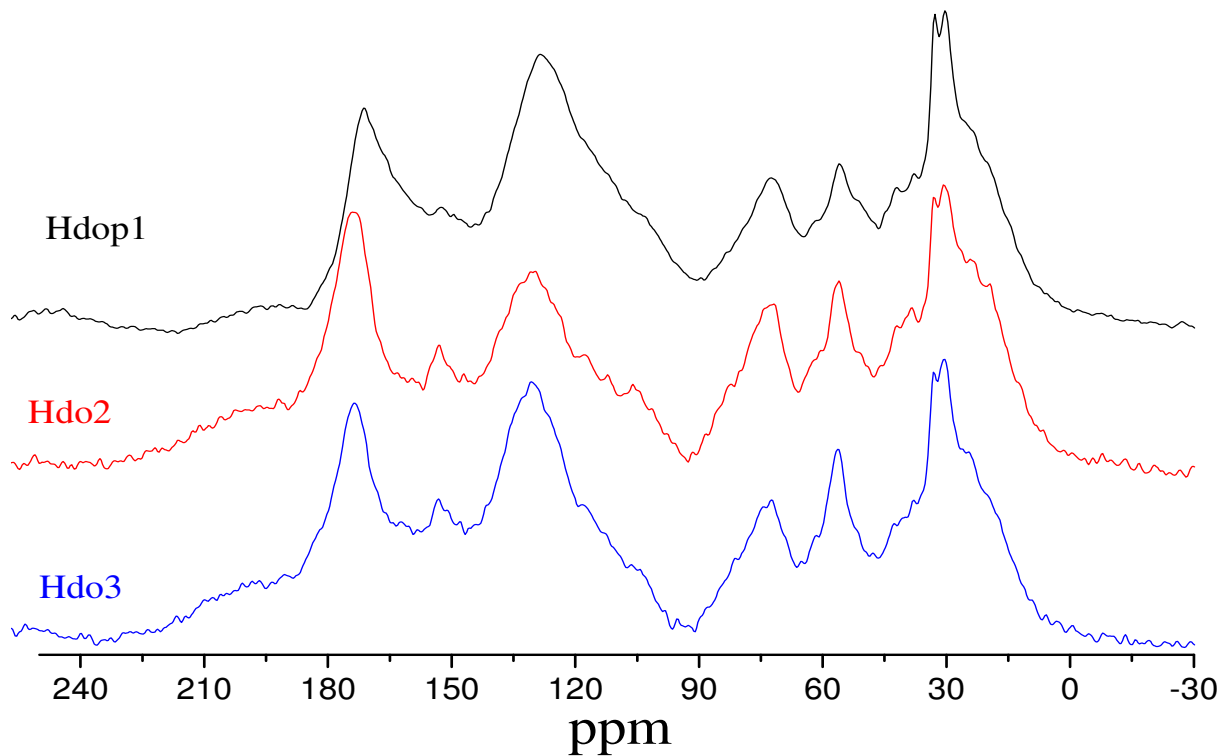


Figura 33: Espectros de ressonância magnética nuclear de amostras de ácidos húmicos do perfil RJ02.

As Figuras 36, 37, 38 e 39 podem estar indicando um estágio mais avançado de decomposição do material. Possivelmente pela degradação de anéis aromáticos da lignina, que leva a diminuição do conteúdo de grupos aromáticos oxigenados e a presença de pico atribuído a grupos aromáticos desse material (112-120 ppm), bem como o aparecimento de um pico simples e largo em 132 ppm atribuído a C aromático e C-substituído (Preston, 1996), que pode ser facilmente observado nas Figuras 36, 37, 38.

Uma das características desses perfis e horizontes é quanto à heterogeneidade do material orgânico depositado. A figura 36 e 37 refere-se ao mesmo perfil MA05 localizado no maranhão, esse perfil encontra-se dentro de um lago que durante o ano é abastecido com resíduos vegetais de diferentes origens de várias partes da região e do entorno. Os perfis PR06 e PR07 possuem, como diferencial em relação aos outros, a localização em ambientes de altitude, ainda, o perfil PR07 passou por um intenso processo de queimada.

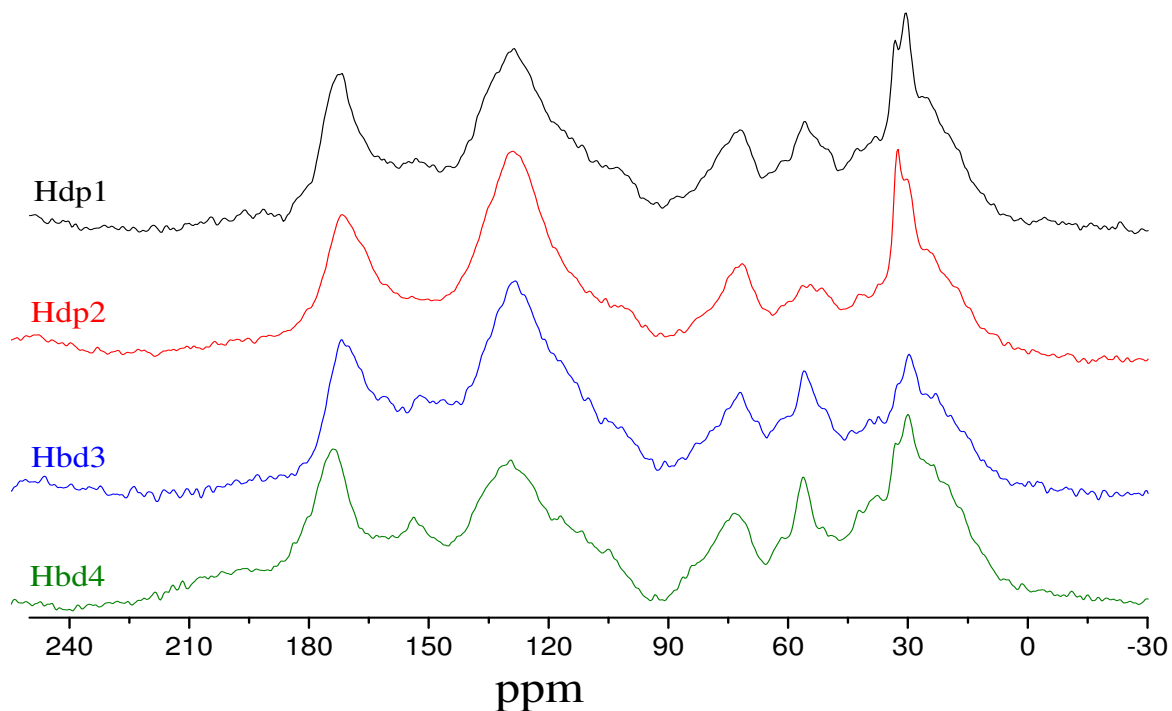


Figura 34: Espectros de ressonância magnética nuclear de amostras de ácidos húmicos do perfil RJ03.

A região característica de C-alifático oxigenado (de 50 a 110ppm) da matéria orgânica do solo é considerado como carbono lábil (Figuras 33, 34, 35, 36, 40). Nessa região do espectro de C RMN ocorrem contribuições importantes de carbono da celulose (O-alquila e di-O-alquila, 62-112 ppm), material protéico e lignina (metoxila e/ou C protéico, 50-62 ppm).

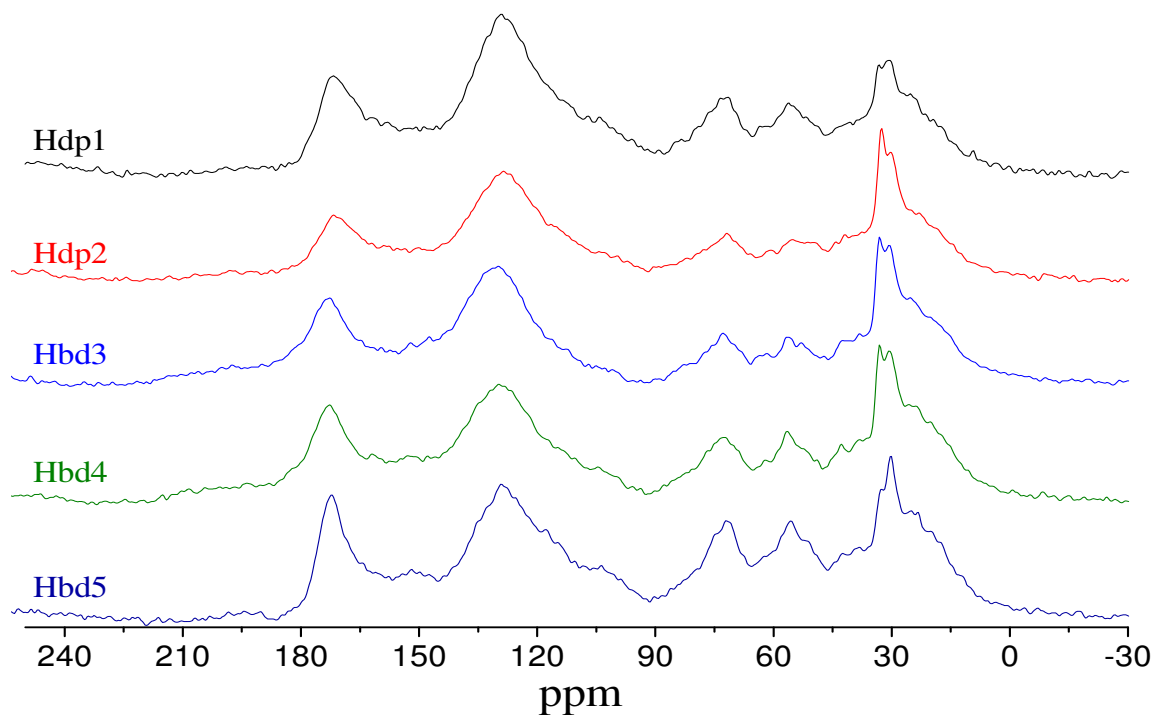


Figura 35: Espectros de ressonância magnética nuclear de amostras de ácidos húmicos do perfil RJ04.

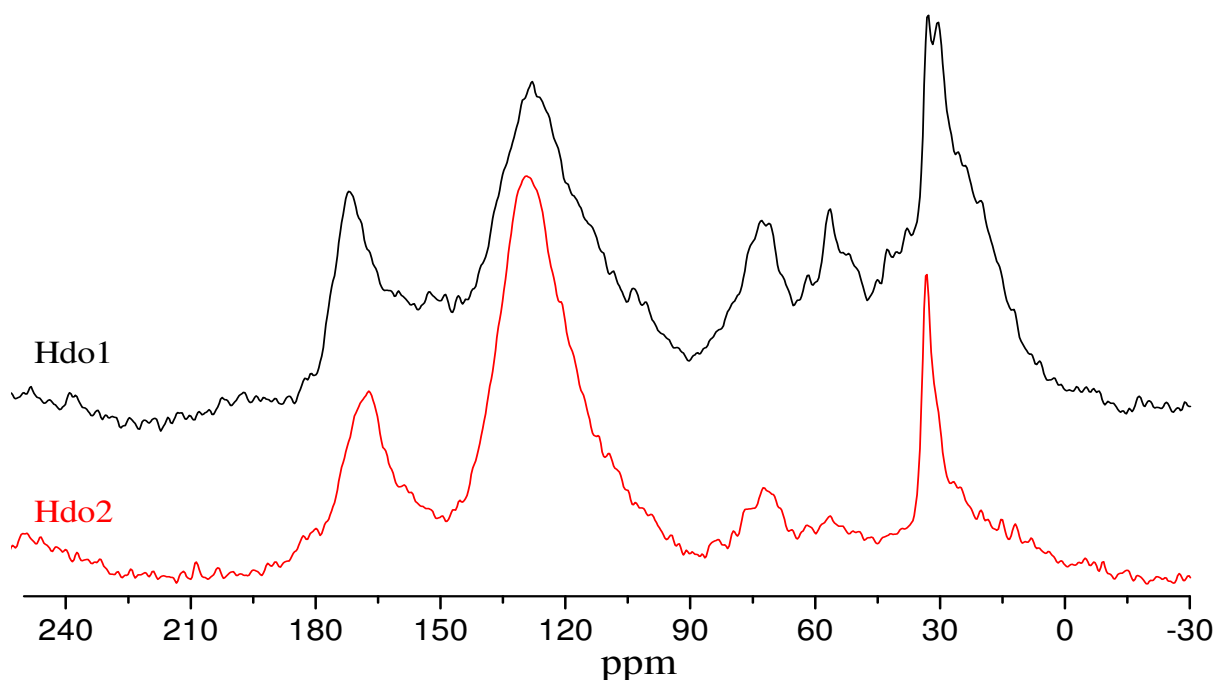


Figura 36: Espectros de ressonância magnética nuclear de amostras de ácidos húmicos do perfil MA05, horizontes Hdo1 e Hdo2.

Os perfis que apresentaram um conteúdo de carbono lábil mais elevado, logo mais susceptível a decomposição, foram os perfis RJ02, RJ08 e com intensidade média de decomposição ou uma susceptibilidade intermediária foram os perfis RJ01, RJ03, RJ04, PR06, apresentando os perfis MA05 e PR07 uma reduzida susceptibilidade de decomposição da matéria orgânica depositada.

Na região do carbono aromático, por sua vez, os sinais da região (145-160 ppm) (O - aromático) e 112-124 ppm (aromático) podem ser considerados como grupos lábeis ou pouco decompostos pois ambos podem ser atribuídos a lignina. A região 112-124 ppm (aromático) também foi observada nos perfis analisados, enquanto que o carbono aromático de grupamentos fenólicos foi observado muito pouco no perfil RJ01, com maior intensidade de sinal no perfil RJ02 e RJ08, somente observado no horizonte Hbd4 do perfil RJ03, não foi observado no perfil RJ04, MA05, PR06, PR07. Mostrando que os perfis RJ02 e RJ08 apresentam um conteúdo de matéria orgânica com a maior susceptibilidade à decomposição microbiana se drenados.

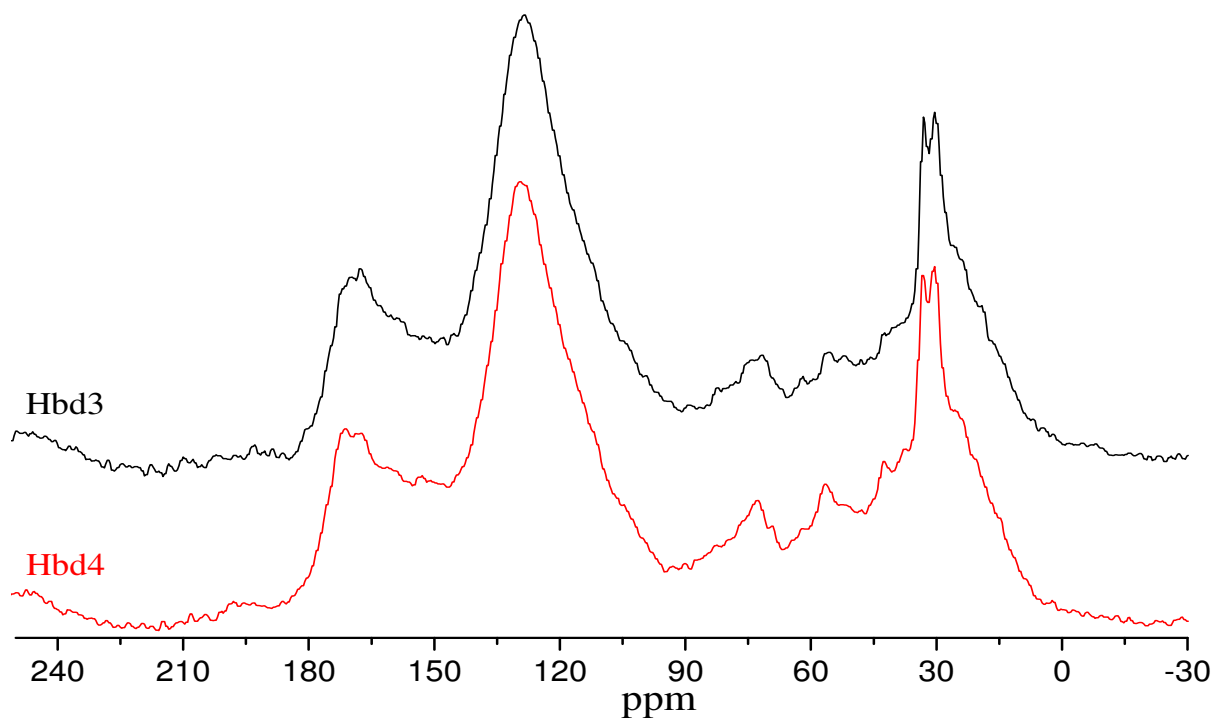


Figura 37: Espectros de ressonância magnética nuclear de amostras de ácidos húmicos do perfil MA05, horizontes Hbd3 e Hbd4.

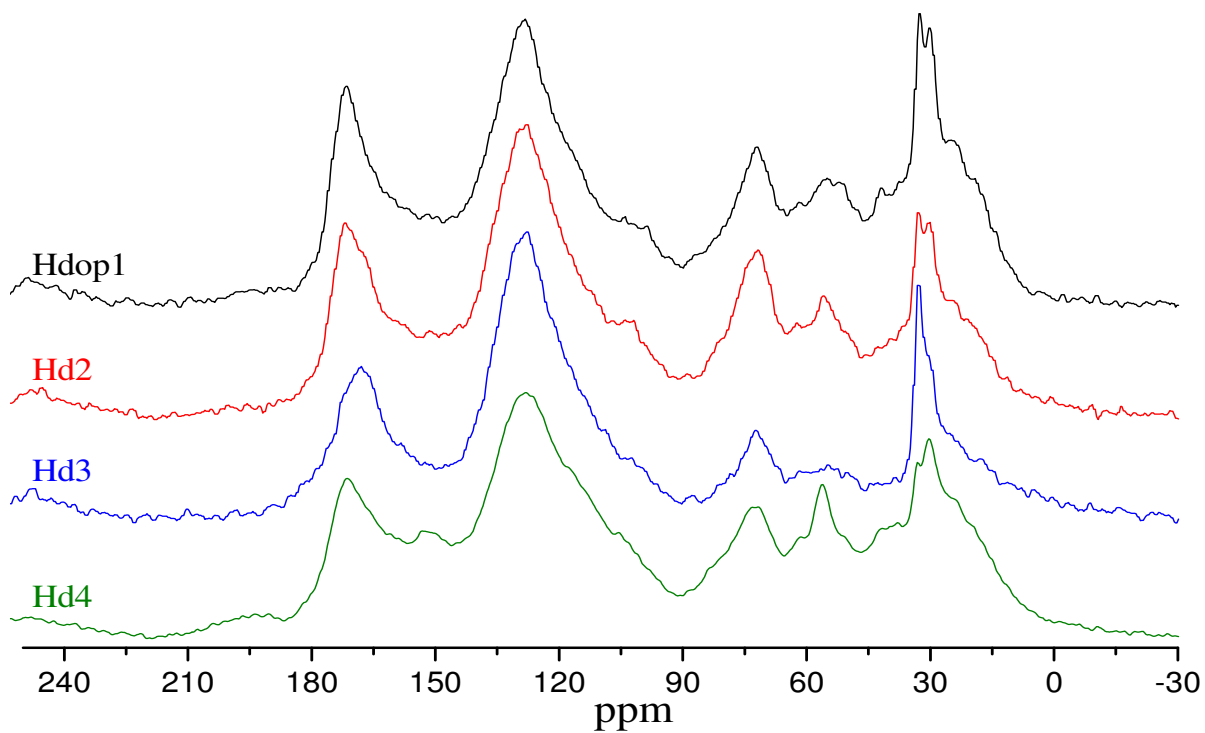


Figura 38: Espectros de ressonância magnética nuclear de amostras de ácidos húmicos do perfil PR06.

Na Figura 39 referente ao perfil PR07, no horizonte Hbd1 do perfil RJ01 (Figura 32), e horizonte Hdo2 perfil MA05 pode se notar um efeito, possivelmente, associado ao processo de queima que ocorre comumente em áreas de Organossolos, caracterizado pelo desaparecimento da maioria dos picos atribuídos ao carbono lábil da matéria orgânica do solo.

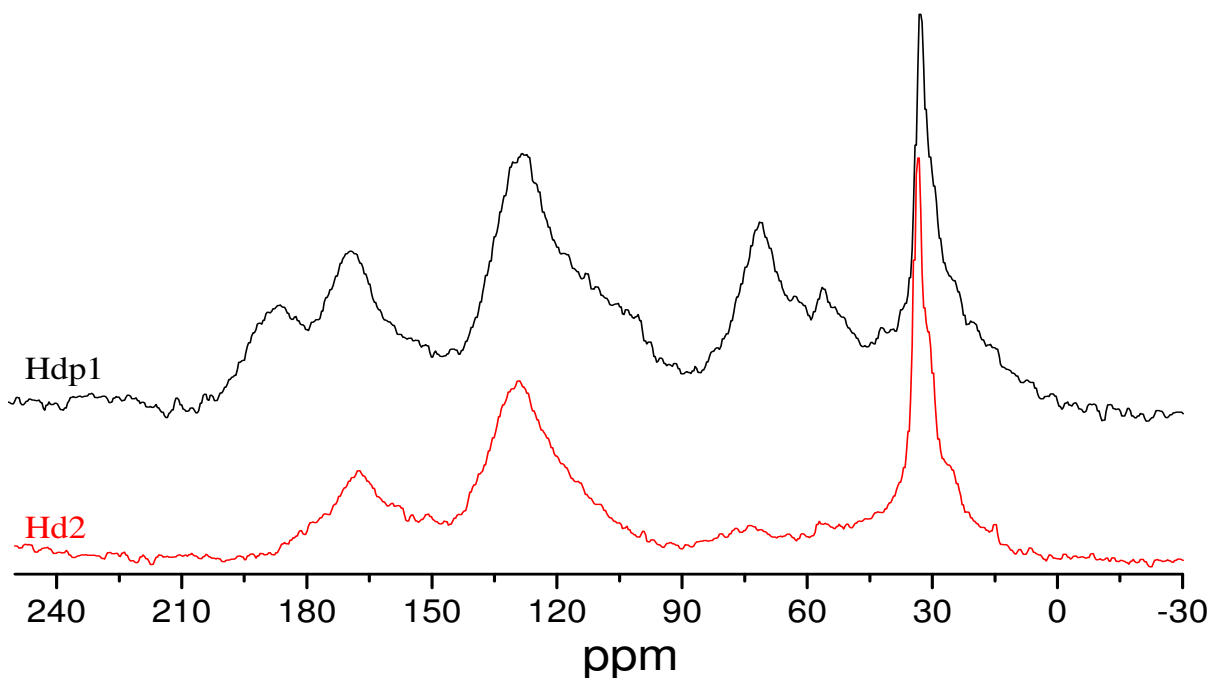


Figura 39: Espectros de ressonância magnética nuclear de amostras de ácidos húmicos do perfil PR07.

Observa-se nessas amostras um pico estreito e bem pronunciado em 30 ppm, além de um pico característico em 132 ppm, associado a degradação dos anéis aromáticos da lignina. O processo de queima leva à diminuição do conteúdo dos grupos aromáticos oxigenados o que pode ter levado a conversão dos picos aromáticos a um pico simples em 132 ppm que, possivelmente, são atribuídos a C-aromático e C-substituído (Novotny, 2004). Todavia, Kögel-Knabner et al. (1991) afirmam não ser conhecida uma via metabólica que leve a perda de oxigênio de grupos aromáticos. Guggenberger et al. (1994), atribui o aumento de anéis aromáticos C-substituído encontrados em estruturas aromáticas recalcitrantes a uma origem diferente a da lignina.

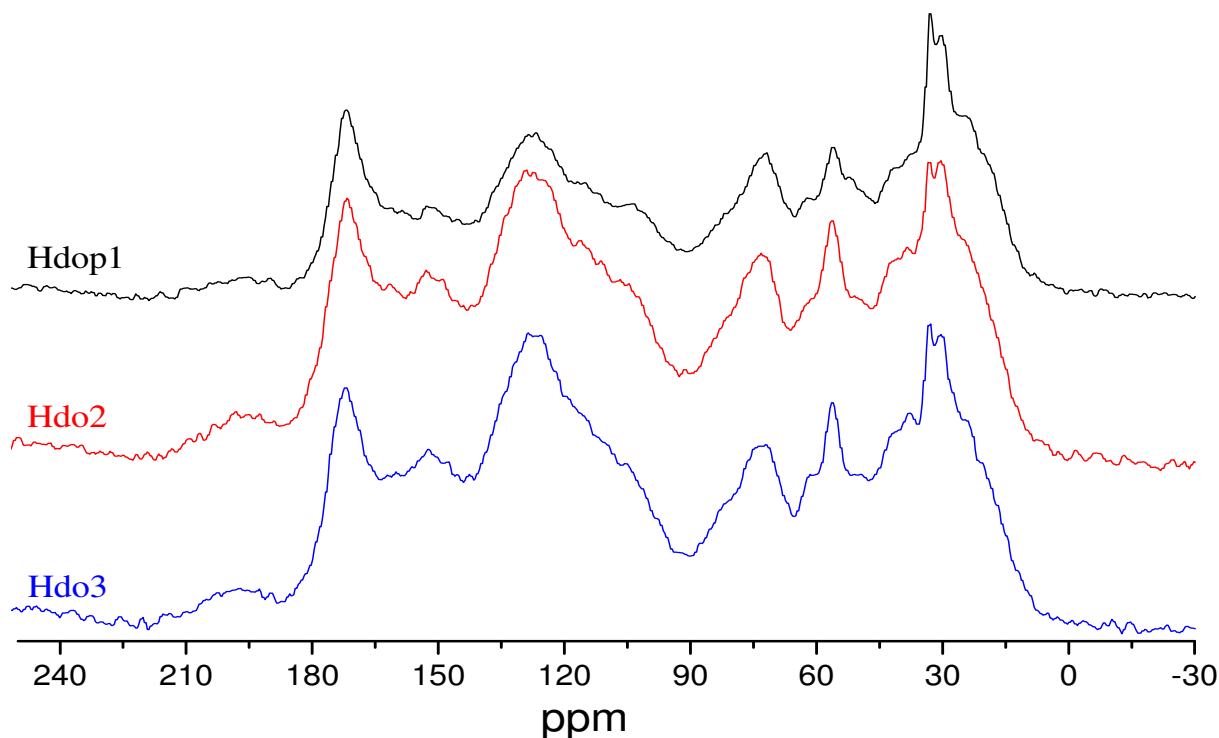


Figura 40: Espectros de ressonância magnética nuclear de amostras de ácidos húmicos do perfil RJ08.

4.11 Correlação Entre as Análises dos Ácidos Húmicos

Para avaliar a correlação entre os resultados das análises das amostras de ácidos húmicos foram selecionadas variáveis obtidas pela espectroscopia do visível e do infravermelho, CHNO e termogravimétrica (Tabela 18). Foram feitas apenas as avaliações das correlações entre as variáveis obtidas pelas diferentes técnicas, uma vez que as correlações dos resultados de cada técnica são apresentadas em cada assunto.

Entre as correlações destacam-se as negativas entre ITG com %H (-0,77) e H/C (-0,78), além da positiva com C/N, indicando que a resistência a termodegradação e ou oxidação dos ácidos húmicos está relacionada aos maiores teores de C e a menor participação do H e N, ou seja, compostos alifáticos, amins e amidas.

Ao avaliar a relação entre os dados obtidos pelo CHNO com o ITG dos ácidos húmicos, Benites et al. (2005), em diferentes solos das regiões rupestres de altitude, observaram correlação negativa entre ITG com H/C (-0,92) e positiva entre ITG com C/N. Também Cunha (2005), estudando ácidos húmicos de solos antropogênicos e não antropogênicos da Amazônia observou correlação negativa entre o ITG e a H/C (-0,91). Estes resultados indicam que os ácidos húmicos têm alto grau de aromaticidade e grau de condensação dos núcleos policíclicos, o que indica maior resistência a termodecomposição.

Tabela 18: Resultados da correlação de Pearson entre as variáveis obtidas pelas técnicas de CHNO, termogravimétrica e infravermelho.

	C%	H%	N%	O%	H/C	C/N	O/C	O/H	IP	W	WI	ITG	E4E6	IA	IH	IR	Qmax	Cinzas
C%	1	-0,543	-0,060	-0,831	-0,671	0,272	-0,930	0,221	-0,486	-0,396	-0,439	0,644	-0,344	0,343	0,199	-0,243	0,083	0,102
H%		1	0,387	0,073	0,986	-0,513	0,252	-0,921	0,150	-0,064	0,082	-0,713	0,026	-0,303	-0,002	-0,094	-0,065	0,059
N%			1	-0,435	0,362	-0,898	-0,257	-0,510	0,018	-0,244	0,080	-0,351	-0,035	0,092	-0,328	-0,398	-0,050	0,222
O%				1	0,221	0,222	0,975	0,280	0,449	0,525	0,401	-0,293	0,363	-0,284	-0,089	0,431	-0,045	-0,207
H/C					1	-0,509	0,400	-0,856	0,228	0,020	0,160	-0,747	0,081	-0,320	-0,043	-0,042	-0,065	0,038
C/N						1	0,035	0,579	-0,175	0,083	-0,213	0,527	-0,104	0,015	0,344	0,268	0,114	-0,141
O/C							1	0,101	0,493	0,508	0,444	-0,436	0,376	-0,318	-0,144	0,383	-0,060	-0,176
O/H								1	0,021	0,248	0,069	0,553	0,108	0,130	-0,003	0,285	0,089	-0,172
IP									1	0,958	0,993	-0,387	0,301	-0,147	-0,112	0,207	-0,183	-0,022
W										1	0,947	-0,211	0,298	-0,120	-0,042	0,295	-0,157	-0,079
WI											1	-0,345	0,292	-0,098	-0,145	0,169	-0,181	-0,002
ITG												1	-0,322	0,454	0,227	-0,362	0,107	0,295
E4E6													1	-0,666	-0,527	0,549	-0,141	-0,206
IA														1	0,206	-0,623	-0,019	0,496
IH															1	-0,108	-0,332	0,085
IR																1	-0,002	-0,651
Qmax																	1	-0,276
Cinzas																		1

Valores em negrito indicam significância a 5% de probabilidade

Pela análise de componentes principais (ACP), utilizando-se como variáveis todas as análises realizadas neste estudo, observou-se nos 2 primeiros componentes 54,54% da variância total.

A distribuição dos escores das primeiras componentes principais das amostras de ácidos húmicos dos Organossolos é apresentada na Figura 41. De maneira geral, a dispersão dos dados não indica um padrão entre os perfis ou horizontes. Porém, no grupo de amostras que se destacaram no primeiro quadrante as variáveis que mais se destacaram foram: RM, DS, %MM, DMO, PPI², %C, V%, C-FAF e, principalmente, a relação H/C. Os horizontes que formaram o grupo de dispersão do 1º quadrante foram: Hd3 e Hd4, do perfil PR06, e Hdp1 e Hdp2 do perfil P07, solos em ambiente altimontano.

Para o grupo de dispersão do 2º e 3º quadrantes as variáveis que mais se destacaram foram: S, C-FAH:C-FAF, C/N, FAH, SOFRHUM, IR, T, MO, e C; e com maior expressão: W, WI, O/C e Ca, C-FAF, %H, PPI1 e ITG. Os horizontes que formam este grupo de dispersão do 2º e 3º quadrantes foram: Hdop1, Hdo2 e Hdo3 do perfil RJ08; Hdop1, Hdo2 e Hdo3 do perfil RJ02; Hbd2 e Hbd3 do perfil RJ01; Hbd4 do perfil RJ03 e o Hbd5 do perfil RJ04. Estes horizontes e perfis têm em comum o ambiente de formação, na região Sudeste, e a maior proteção do material orgânico depositado a sua decomposição, seja pela condição de

má drenagem (RJ02 e RJ08) ou pela maior profundidade em que ocorrem no perfil (RJ01, RJ03 e RJ04).

No grupo de dispersão representado no quadrante 4 as variáveis que mais influenciaram foram: o teor de cinzas residual (queima da amostra por termodecomposição), o C-FAF e o %N. Destacam-se neste grupo de dispersão os horizontes Hdp1, Hdp2 e Hbd5 do perfil RJ01, onde ocorrem queimadas na maior parte dos anos e com grande renovação de material orgânico depositado.

Um quinto grupo de dispersão se formou no centro do gráfico, constituído por horizontes e perfis que apresentam estágio intermediário de decomposição da matéria orgânica do solo.

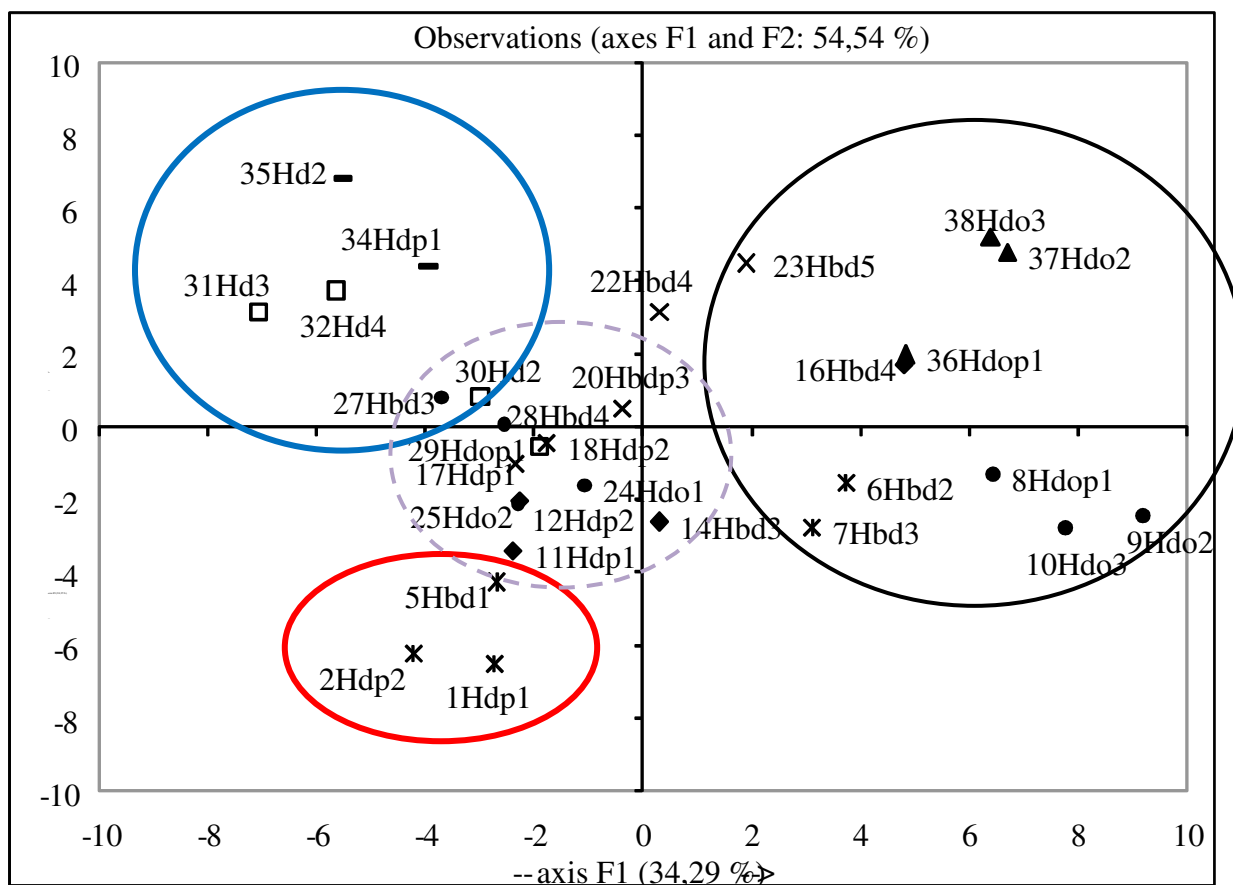


Figura 41: Distribuição dos escores das primeiras componentes principais das amostras de ácidos húmicos dos Organossolos.

5 CONCLUSÕES

Os atributos químicos variaram com o efeito das queimadas e da intensidade de uso agrícola, porém, em geral, os Organossolos apresentaram baixa fertilidade natural. A fertilidade dos Organossolos, em geral, esteve relacionada à fração ácido húmico (maior razão C-FAH/C-FAF). Com o uso agrícola e adubação o pH em água, Ca^{2+} e Mg^{2+} , e o valor V aumentaram. A queima e o uso agrícola reduziram o valor T e H^+ , aumentando o pH do solo e favorecendo as perdas de carbono.

Os Organossolos com menor intensidade de ação antrópica, apresentaram os maiores teores matéria orgânica e de carbono. A maior parte do carbono que compõem as frações da MOS foi constituída pela fração humina. As demais frações variaram com o solo e dentro do perfil em função do manejo adotado.

Foi observado aumento nos valores da relação C-FAH/C-FAF da camada arável para as subseqüentes, que indica a elevada perda de carbono dos Organossolos em função do cultivo agrícola. As perdas foram também acentuadas pela ação do fogo, como observado nos horizontes Hdp1, Hdp2, Hdp3 do perfil RJ01. Observou-se também a redução do C-FAH e o aumento do C-FAF na camada arável dos perfis RJ01, RJ03, RJ04.

As propriedades Ds, RM, %MM e DMO apresentaram grande variação e parecem refletir características genéticas e de manejo dos Organossolos, podendo ser utilizadas como diagnósticas para a classificação desses solos. A Ds e o RM foram os atributos que melhor caracterizaram os Organossolos, e o RM esteve relacionado ao potencial de subsidência.

A composição elementar dos ácidos húmicos, assim como os índices derivados destas, refletiu o manejo adotado nos Organossolos, podendo servir como ferramenta para avaliar o grau de subsidência em Organossolos. Os parâmetros aromaticidade, hidrofobicidade e reatividade não refletiram as variações de uso e ambiente nos perfis de Organossolos.

A avaliação qualitativa dos espectros de infravermelho dos ácidos húmicos não permitiu evidenciar diferenças entre os horizontes, independentemente do manejo do solo. Os ácidos húmicos apresentaram características semelhantes e ausência de padrão espectroscópico diferencial.

As técnicas de espectroscopia na região do visível, análise termogravimétrica, composição elementar e ressonância magnética nuclear permitiram obter informações sobre as características físico-químicas dos ácidos húmicos, demonstrando o grande potencial destas ferramentas nos estudos de substâncias húmicas provenientes de Organossolos.

6 CONSIDERAÇÕES FINAIS

A análise dos ácidos húmicos através das técnicas espectroscópicas mostrou-se promissora devendo se aprofundar mais na sua interpretação em pesquisas com Organossolos e outras classes de solo.

A dinâmica da matéria orgânica dos Organossolos requer estudo em um número maior de solos de características e ambiente de formação semelhante, diminuindo erros que possam ocorrer devido à grande heterogeneidade destes solos.

A composição da fração húmica da matéria orgânica de Organossolos também deve ser avaliada através das técnicas espectroscópicas. Bem como a aplicação de outras técnicas de estudo como espectroscopia de fluorescência, ressonância paramagnética eletrônica e microscopia eletrônica de varredura na caracterização das diversas frações da matéria orgânica de Organossolos.

7 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ADHIKARI, M., & CHAKRABARTI, G. Contribution of natural and microbial humic acids to water repellency in soil. *J. Ind. Soc. Sci.*, v.24, p.217-219, 1976.
- AIKEN, G.R., MCKNIGHT, D.M., WERSHAW, R.L., MACCARTHY, P. An introduction to humic substances in soil, sediment, and water. In: AIKEN, G.R.; McKNIGHT, R.L.; WERSHAW, P.J. & MacCARTHY, P.J. (Ed.). *Humic substances in soil, sediment and water*. John Wiley & Sons-Interscience New York. p.1-9. 1985. 692p.
- AJWA, H.A., & TABATABAI, M.A. Decomposition of different organic materials in soils. *Biology and Fertility of Soils*. Berlin, v.18, p.175-182, 1994.
- ALEMANY, L.B. GRANT, D.M., ALGER, T.D., PUGMIRE, R.J. Cross polarization and magic angle spinning NMR spectra of model organic compounds. I. Highly protonated molecules. *Journal of American Chemical Society*. Washington, DC. v.105, p.2133-2141, 1983.
- ALM, J. CO₂ and CH₄ fluxes and carbon balance in the atmospheric interaction of boreal peatlands. - University of Joensuu, *Publications in Science*, v.44, p.1-34, 1997.
- ALMENDROS, G., POLO, A., VIZCAYNO, C. Application of thermal analysis to the study of several Spanish peats. *Journal Thermal Analysis*. Wiley, Chichester. ROYAUME-UNI. v.24, n.2, p.175-182, 1982.
- ALPERN, B. *Combustíveis fósseis sólidos*. V.4, tradução de Santo & Barradas. CPRM. Rio de Janeiro. 1981. 85p.
- AMBAK, K., & MELLING, L. Management Practices for Sustainable Cultivation of Crop Plants on Tropical Peatland. *Proceedings of the International Symposium on Tropical Peatlands Bogor, Indonesia, Hokkaido University & Indonesian Institute of Sciences*, p.119-134, 2000.
- ANDERSON, J.A.R. The tropical peat swamps of western Malaysia. In: Gore, A.J.P. (Ed.), *Mires: swamp, bog, fen and moor*. B. *Regional studies*. Elsevier, Amsterdam, p.181-199. 1983
- ANDRIESSE, J. Uso de solos orgânicos em condições tropicais e subtropicais aliado às possibilidades brasileiras. In: ANDRIESSE, J. *SIMPÓSIO NACIONAL DE SOLOS ORGÂNICOS*, 1984. Curitiba, Anais. Curitiba: MA / Provarzeas Nacional, Embrater, SEAG - Paraná e Acarpa / Emater – Paraná. v.1. 1984. p.11-34
- ANDRIESSE, J.P. Nature and management of tropical peat soils. *Soil Bulletins* n.59, FAO. Rome. 1988. 178p.
- ARMENTANO, T.V. & MENGES, E.S. Patterns of change in the carbon balance of organic soil-wetlands of the temperate zone. *Journal of Ecology*, v.74, p.755-774, 1986
- ARMENTANO, T.V. Drainage of organic soils as a factor in the world carbon cycle. *Bio Science*, v.30, p.825-830, 1980
- BAES, A.U., BLOOM, P.R. Diffuse reflectance and transmission Fourier transformation infrared (DRIFT) spectroscopy of humic and fulvic acids. *Soil Science Society of America Journal*. Madison. v.53, p.695-700, 1989.

- BALDOCK, J. OADES, J.M., NELSON, P.N., SKENE, T.M., GOLCHIN, A., CLARKE, P. Assessing the extent of decomposition of natural organic materials using solid state ^{13}C NMR spectroscopy. *Australian Journal of Soil Research*. Collingwood. v.35, p. 1061-1083, 1997
- BARANCIKOVA, G., SENESI, N., BRUNETTI, G. Chemical and spectroscopic characterization of humic acids isolated from different Slovak soil types. *Geoderma*, v.78, p.251-266, 1997.
- BARTON, D.H.R., SCHNITZER, M. A new experimental approach to the humic acid problem. *Nature*. V.198, p.217-218, 1963.
- BENITES, V.M, SCHAEFER, C.E.R.G., MENDONÇA, E.S. e MARTIN NETO, L. Caracterização da matéria orgânica e micromorfologia de solos sob Campos de Altitude no Parque Estadual da Serra do Brigadeiro. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v.25, p.661-674. 2001
- BENITES, V.M. Caracterização de solos e de substâncias húmicas em áreas de vegetação rupestre de altitude. 2002. 83f. Tese (Doutorado em Solos e Nutrição de Plantas)-Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2002.
- BENITES, V.M. Caracterização química e espectroscópica da matéria orgânica e suas relações com a gênese de solos da Serra do Brigadeiro, Zona da Mata mineira. 1998. 125f. Dissertação (Mestrado em Solos e Nutrição de Plantas), Universidade Federal de Viçosa, Viçosa - MG, 1998.
- BENITES, V.M., KER, J.C., MENDONÇA, E.S. Fracionamento quantitativo de substâncias húmicas como auxiliar na identificação de diferentes solos da região Sul do Brasil – VI RCC. p.184-192, In Curcio et al.(Eds.).Guia de excursão de estudos de solos nos estados do Rio Grande do Sul, Santa Catarina e Paraná. EMBRAPA Florestas, Colombo, 2000
- BENITES, V.M., MADARI, B., MACHADO, P.L.O.A. Extração e fracionamento quantitativo de substâncias húmicas do solo: um procedimento simplificado de baixo custo. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2003. 7p. (Embrapa Solos. Comunicado Técnico, n.16).
- BERGNER, K., BOHLIN, E., ALBANO, A. A compilation of botanical physical and chemical data of peat. Center for Peat Research. Technical Report. Umea, Suecia. 1990.
- BLOMBÄCK, K., ECKERSTENB, H., LEWANA, E., ARONSSONA, H. Simulation of soil carbon and nitrogen dynamics during seven years in a catch crop experiment. *Agricultural Systems*. v.76, p.95–114, 2003.
- BLOOM, P.R. & LEENHEER, J.A. Vibrational, electronic, and high-energy spectroscopic methods on characterizing humic substances. In: HAYES, M.H.B. et al. (Eds.). *Humic substances II. In search for the structure*. Chichester: John Wiley. p.409-446, 1989.
- BOELTER, D.H. Physical properties of peats as related to degree of decomposition. *Soil Science Society of American Journal*, Proceeding, v.33, p.606–609. 1969.
- BOND, R.D. Factors responsible for water repellence of soil. In: SIMPOSIUM ON WATER REPELLENT SOIL, Riverside, 1969. Proceedings. Riverside: University of California, 1969. p.259-264.
- BOND, R.D. Germination and yield of barley when grown in a water-repellence sand. *Agronomy Journal*. v.64, p.402-403, 1972.
- BOND, R.D., Water repellent soil sands. In: INTERNATIONAL CONGRESS OF SOILS SCIENCE, Adelaide. Transactions. Amsterdam, International Society of Soil Science, p.339-347. 1968.
- BONIFACIO, E., SANTONI, S., CELI, L., ZANINI, E. Spodosol Histosol evolution in the Krkonoše National Park (CZ). *Geoderma*, v.131, p.237–250. 2006

- BOTERO, W.G., OLIVEIRA, L.C., ROCHA, J.C., ROSA, A.H, SANTOS, A. Peat humic substances enriched with nutrients for agricultural applications: Competition between nutrients and non-essential metals present in tropical soils. *Journal of Hazardous Materials* v.177, p.307–311, 2010
- BRADY, N. C. *Natureza e Propriedades dos Solos*. 7. Eds. Rio de Janeiro: Freitas Bastos, 1989. 554p.
- BRADY, N.C., & WEIL, R.R. *The Nature and Properties of Soils*, 12th edition. Prentice-Hall, Upper Saddle River, NJ. 1999, 881p.
- BROWN, A., MATHUR, S.P., KUSHNER, D.J. An ombrotrophic bog as a methane reservoir. *Global Biogeochemical Cycles*. v.3, p.205-213, 1989.
- CAMARGO, O.A.; MONIZ A.C.; JORGE, J.A.;VALADARES, J.M.A.S. *Métodos de análise Campinas*. (Boletim Técnico, 106) 94p. 1986.
- CAMERON, R.S.; THORNTON B.K.; SWIFT, R.S.; POSNER, A.M. Molecular weight and shape of humic acid from sedimentation and diffusion measurements on fractionated extracts. *European Journal of Soil Science, Oxford*. v.23, n.4, p.394-408, 1972.
- CAMPANELLA, L. and TOMASSETTI, M. Thermogravimetric and IR analysis of different extracts of humic substances. *Thermochimica Acta*, v.170, p.67-80, 1990
- CAMPANELLA, L. e TOMASSETTI, M. Thermogravimetric and IR analysis of different Extracts of humic substances. *Thermochimica Acta*. 170:67-80. 1990.
- CANELLAS, L.P., BERNER, P.G., SILVA, S.G., SILVA, M.B., SANTOS, G.A. Frações da matéria orgânica em seis solos de uma topossequência no Estado do Rio de Janeiro. *Pesquisa Agropecuária Brasileira, Brasília*. v.35, p.133-143, 2000.
- CANELLAS, L.P., MORAES, A.A., RUMJANEK, V.M., SANTOS, G.A. Métodos complementares. In SANTOS, G.A. & CAMARGO, F.A.O. *Fundamentos da matéria orgânica do solo em ecossistemas tropicais e subtropicais*. Genesis, Porto Alegre. 1999, p.413-439.
- CANELLAS, L.P., SANTOS, G.A., SOBRINHO, N.M.B.A. Reação da matéria orgânica. In SANTOS, G.A. & CAMARGO, F.A.O. *Fundamentos da matéria orgânica do solo em ecossistemas tropicais e subtropicais*. Genesis, Porto Alegre 1999, p.69-89.
- CAPRIEL, P., BECK, T., BORCHERT, H., GRONHOLZ, J., ZACHMANN, H. Hydrophobicity of the organic matter in arable soil. *Soil Biology & Biochemistry, Oxford*, v.27, p.1453-1458. 1995.
- CARTER, R.M. *Soil sampling and methods of analysis*. Canadian Society of Soil Science. Lewis Publishers. p.423-471, 1993.
- CASTILLO, M.S. & WRIGHT, A.L. Soil phosphorus pools for Histosols under sugarcane and pasture in the Everglades, USA. *Geoderma*. v.145, p.130–135, 2008
- CHEN, J., GU, B., LeBOEUF E.J., PAN, H., DAI, S. Spectroscopic characterization of the structural and functional properties of natural organic matter fractions. *Chemosphere*. V.48, p.59-68. 2002.
- CHEN, J., SENESI, N., SCHNITZER, M. Information provided on humic substances by E4/E6 ratios. *Soil Science Society of America Journal*. Madison. v.41, p.352-358, 1997.
- CHEN, Y., SENESI, N., SCHNITZER, M. Information provide on humic substances by E4/E6 ratios. *Soil Science Society of American Journal*, Madison, v.41, p.352-358, 1977.

- CHILDERS, D.L., DOREN, R.F., JONES, R., NOE, G.B., RUGGE, M., SCINTO, L.J. Decadal change in vegetation and soil phosphorus patterns across the Everglades landscape. *Journal of Environmental Quality*, v.32, p.344–362, 2003
- CHOW, A.T.; TANJI, K.K; GAO, S.; DAHLGREN, R.A. Temperature, water content and wet–dry cycle effects on DOC production and carbon mineralization in agricultural peat soils. *Soil Biology & Biochemistry*. v.38, p.477–488, 2006
- CONCEIÇÃO, M. Natureza do húmus e caracterização de solos com elevado teor de matéria orgânica da região de Itaguaí - Santa Cruz, RJ. 1989. 169f. Dissertação (Mestrado em Agronomia)-Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Itaguaí, 1989.
- CONCEIÇÃO, M., MANZATTO, C.V., ARAÚJO W.S., MARTIN NETO, L., SAAB, S.C., CUNHA, T.J.F., FREIXO, A.A. Caracterização de solos orgânicos do Estado do Rio de Janeiro, propriedades físicas e morfológicas como subsídios à classificação. Rio de Janeiro: Pesquisa Andamento - Embrapa Solos, n.4, 1999b, p.6.
- CONCEIÇÃO, M.; ARAÚJO, W. S; CUNHA, T. J. F.; MARTIN NETO, L.; SAAB, S. C. Estudo comparativo de métodos de determinação do teor de matéria orgânica em solos orgânicos do Estado do Rio de Janeiro. Pesquisa Andamento – Embrapa Solos. n.3, 1999a, p.5.
- CONTE. P., PICCOLO. A., VAN LAGEN. B., BUURMAN, P., DE JAGER. P.A. Quantitative aspects of solid-state ¹³C NMR spectra of humic substances from soils of volcanic systems. *Geoderma*, v.80, p.327-338, 1997.
- COSCIONE, A. R.; ANDRADE, J.C. de; RAIJ, B. van. Revisiting titrations procedures for the determination of exchangeable acidity and exchangeable aluminum in soils. *Communications in Soils Science and Plant Analysis*, New York, v.29, p.973 –982, 1998.
- COUTO, E.G. & RESENDE, M. Caracterização da matéria orgânica de alguns solos orgânicos e gleizados do sudoeste da Bahia. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v.9, p.185-194, 1985.
- COUTO, E.G. Caracterização, gênese e uso de solos utilizados pelos agricultores do alto vale do Rio Arrojado, Bahia. 1984. 119f. Dissertação (Mestrado em Solos e Nutrição de Plantas)-Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 1984.
- CUNHA, T.J.F. Ácidos húmicos de solos escuros da Amazônia (Terra preta de índia). 2005. 138f. Tese (Doutorado) - Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, 2005.
- CUNHA, T.J.F., MADARI, B.E., BENITES, V.M., CANELAS, L.P., NOVOTNY, E.H., MOUTTA, R.O., TROMPOWSKY, P., SANTOS, G.A. Fracionamento químico da matéria orgânica e características de ácidos húmicos de solos com horizonte A antrópico da Amazônia (Terra Preta). *Acta Amazonica*, v.37, p.91-98, 2007.
- DACHNOWSKI, A. Peat Deposits and Bog Vegetation. *Journal of Ecology*, v.1, n.4,p.286-292, 1913.
- DEBANO, L.F., MANN, L.D., HAMILTON, D.A. Translocation of hydrophobic substances into soil by burning organic litter. *Soil Science Society of American, Proceeding.*, v.34, p.130-133, 1970.
- DEKKER, L.W., RITSEMA, C.J. Wetting patterns and moisture variability in water repellent Dutch soils. *Journal of Hydrology*, v.231-232, p.148-164. 2000.
- DELL'ABATE, M.T.; BENEDETTI, A.; TRINCHERA, A.; DAZZI, C. Humic substances along the profile of two Typic Haploxerert. *Geoderma*, v.107, p.281-296, 2002.

- DEVEREL, S.J., ROJSTACZER, S. Subsidence of agricultural lands in the Sacramento San Joaquin Delta, California: role of aqueous and gaseous carbon fluxes. *Water Resources Research*. V.32 n.8, p.2359–2367. 1996.
- DICK, P.D., SANTOS, J.H.Z., FERRANTI, E.M. Chemical characterization and infrared spectroscopy of soil organic matter from two Southern Brazilian soils. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, Viçosa, v.27, n.1, p.29-39, 2003.
- DIRKS, B.O.M., HENSEN, A., GOUDRIAAN, J. Effect of drainage on CO₂ exchange patterns in an intensively managed peat pasture. *Climate Research*, v.14, p.57–63, 2000
- DOLMAN, J.D. & BUOL, S.W. A study of organic soils (Histosols): in the tidewater region of North Carolina. North Carolina: North Carolina Agricultural Experimental Station, 1967. 47p. (Technical Bulletin, n.181)
- DRADJAD, M., SOEKODARMODJO, S., HIDAYAT, M.S., NITISAPTO, M. Subsidence of peat soils the tidal swamplands of Barambai, south Kalimantan. *Jurnal Ilmu Tanah dan Lingkungan*. v.4, n.1, p32-40, 2003.
- DRIESSEN, P. Lecture notes on the major soils of the world. (Ed). Roma, Itália: FAO, 2001. Disponível em: <<http://www.fao.org/DOCREP/003/Y1899E/Y1899E00.HTM>>. Acesso em 10 set. 2006. (FAO. World Soil Resources Reports, 94).
- EBELING, A.G. Caracterização Analítica da Acidez em Organossolos. 2006. 97f. Dissertação (Mestrado em Agronomia – Ciência do Solo) Universidade Federal Rural Rio de Janeiro, Instituto de Agronomia - Departamento de Solos. Seropédica RJ, 2006.
- EBELING, A.G. ESPINDULA JUNIOR, A.; VALLADARES, G.S., ANJOS, L.H.C.; PEREIRA, M.G. Propriedades químicas como indicadores ambientais em Organossolos do estado do Rio de Janeiro. *Revista Universidade Rural, Série Ciências da Vida*, Seropédica, RJ, v.24, n.1, 2004.
- EBELING, A.G., ANJOS, L.H.C., PEREZ, D.V., PEREIRA, M.G., VALLADARES, G.S. Relação entre acidez e outros atributos químicos em solos com teores elevados de matéria orgânica. *Bragantia*, Campinas, v.67, n.2, p.261-266, 2008
- EGGELSMAN, R. Peat consumption under influence of climate, soil condition, and utilization. In: *Proceedings of the 5th International Peat Congress*, International Peat Society, Poznan, Poland. v.1, p.233–247, 1976.
- EKMANN, E. Fractionation and characterization of extracts of peats and peat-forming plants. Technical Research Centre of Finland. Espoo, Finland, 28p. 1981
- EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA - EMBRAPA, Serviço Nacional de Levantamento e Conservação de Solos (Rio de Janeiro, RJ). Sistema Brasileiro de Classificação de Solos: 3ª Aproximação, Rio de Janeiro, 1988, 105p.
- EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA - EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. Manual de métodos de análises de solos. 2 ed. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 1997. 212p.
- EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA - EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. Sistema brasileiro de classificação de solos. 2ªed. Brasília: Embrapa Produção da Informação; Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2006. 306p.
- EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA - EMBRAPA. Serviço Nacional de Levantamento e Conservação de Solos. Manual de métodos de análise de solo. Rio de Janeiro: SNLCS, 1979. 1v. paginação irregular.

- ESPINDULA JUNIOR, A. Identificação e caracterização da repelência à água em organossolos. Bolsista Balcão do CNPq – Processo 500868/2004-2 (dados não publicados).
- ESTEVES, V.I. and DUARTE, A.C. Thermogravimetric properties of aquatic humic substances. *Marine Chemistry*, v.63, p.225-233, 1999
- ESTEVES, V.I. e DUARTE, A.C. Thermogravimetric properties of aquatic humic substances. *Marine Chemistry* 63: 225-233, 1999.
- EVERETT, K.R. Histosols. In: Wilding, L.P. Pedogenesis and soils taxonomy. Amsterdam: Elsevier. v.2, p1-53, 1983.
- EWING, J.M. & VEPRASKAS, M.J. Estimating primary and secondary subsidence in an organic soil 15, 20, and 30 years after drainage. *Wetlands*, v.26, n.1, p.119-130, 2006
- FAO. Disponível em <http://www.fao.org/ag/agl/agll/wrb/wrbmaps/htm/histos.htm> Acesso em 10/09/2006.
- FLAIG, W.A.J. Comparative chemical investigations of natural humic compounds and their model substances. *Proceedings of Royal Dublin Society*, Dublin, v.1, p.149, 1960.
- FLESSA, H., WILD, U., KLEMISCH, M., PFADENHAUER, J.. Nitrous oxide and methane fluxes from organic soils under agriculture. *European Journal of Soil Science*, v.49, p.327–335, 1998.
- FONG, S. S. & MUHAMED, M. chemical characterization of humic substances occurring in the peats of sarawak, Malaysia. *Organic Geochemistry* v.38, p.967–976, 2007
- FONTANA, A. Fracionamento da matéria orgânica e caracterização dos ácidos húmicos e sua utilização no sistema brasileiro de classificação de solos. 2009. 81f. Tese (Doutorado) - Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, 2009.
- FONTANA, A., PEREIRA, M.G., ANJOS, L.H.C., BENITES, M.B. Distribution of organic carbon in the humic fractions of diagnostic horizons from Brazilian soils. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, v.39 p.951–971, 2008.
- FRANCIOSO, O.; CIAVATTA, C.; MONTECCHIO, D. TUGNOLI, V.; SANCHEZCORTES, S.; GESSA, C. Quantitative estimation of peat, brown coal and lignite humic acids using chemical parameters, ¹H-NMR and DTA analyses. *Bioresource Technology*, v.88, p.189, 195, 2003.
- FREIXO, A.A., CANELLAS, L.P., MACHADO, P.L.O. Propriedades espectrais da matéria orgânica leve-livre e leve intra-agregado de dois latossolos sob plantio direto e preparo convencional. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, Viçosa, v.26, p.445-453, 2002.
- FREIXO, A.A., CONCEIÇÃO, M., CUNHA, T.J.F., SAAB, S.C., MARTIN-NETO, L. Estudo comparativo do húmus de quatro solos orgânicos do estado do Rio de Janeiro In, II ENCONTRO BRASILEIRO SOBRE SUBSTÂNCIAS HÚMICAS São Carlos-SP, 1997 p.124
- FRENCH, C.A.I., & PRYOR, F.M.M. The southwest fen dyke survey project. *East Anglian Archaeology*, v.59, p.1982–86, 1993.
- GALLOWAY, D., JONES, D.R. & INGEBRITSEN, S.E. Land Subsidence in the United States. U.S. Geological Survey Circular 1182, 1999. 177p.
- GALVÃO F.A.D. & VAHL L.C. Calibração do método SMP para solos orgânicos, *Revista Brasileira de Agrociência*, Pelotas, v.2, n.2, p.121-131, 1996.
- GARCIA, M.J. Potencialidade e aplicação de turfás. *Revista UnG*, Guarulhos, v.1, n.1, p.16-30. 1996.

- GESCH, R.W., REICOSKY, D.C., GILBERT, R.A., MORRIS, D.R. Influence of tillage and plant residue management on respiration of a Florida Everglades Histosols. *Soil & Tillage Research*, v.92, p.156–166, 2007.
- GHOSH, K., SCHNITZER, M. UV and Visible absorption spectroscopic investigations in relation to macromolecular characteristics of humic substances. *Journal of Soil Science*. v.30, p.735-745, 1979.
- GIOVANELA, M. Caracterização química e morfológica de substâncias húmicas de ambientes aquáticos. 2003. 140f. Tese (Doutorado). Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2003.
- GLENN, S., HEYES, A., MOORE, T. Carbon dioxide and methane fluxes from drained peat soils, Southern Quebec. *Global Biogeochemical Cycles*. v.7, n.2, p.247–57, 1993.
- GONDAR, D.; LOPEZ, R.; FIOL, S.; ANTELO, J.M.; ARCE, F. Characterization and acid-base properties of fulvic and humic acids isolated from two horizons of an ombrotrophic peat bog. *Geoderma*, v.126, 367-374, 2005.
- GORHAM, E. Northern peatlands: Role in the carbon cycle and probable responses to climatic warming. *Ecological Applications*. v.1, n.2, p.182–195. 1991.
- GORHAM, E. Some chemical aspects of a peat profile. *Journal of Ecology*, v.37, p.24–27. 1949.
- GÖTTLICH, K.H., RICHARD, K.-H., KUNTZE, H., EGGLESMANN, R., GÜNTHER, J., EICHELSDÖRFER, D., BRIEMLE, D.G. Mire utilization. In: HEATHWAITE, A.L., and GÖTTLICH, K.H. (eds.). *Mires: Process, Exploitation and Conservation*. John Wiley & Sons Ltd., Chichester. p.325-416. 1993.
- GRAHAM, S.A., CRAFT, C.B., MCCORMICK, P.V., ALDOUS, A. Forms and accumulation of soil P in natural and recently restored peatlands — Upper Klamath Lake, Oregon, USA. *Wetlands*. v.25, p.594–606, 2005.
- GRIFFITHS, E., BURNS, R.G. Interaction between phenolic substances and microbial polysaccharides in soil aggregation. *Plant and Soil*, v. 36, p. 599-612, 1983.
- GRØNLUND, A., HAUGE, A., HOVDE, A., RASSE, D.P. Carbon loss estimates from cultivated peat soils in Norway: a comparison of three methods. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*. v.81, p.157–167, 2008
- GRØNLUND, A., SVEISTRUP, T.E., SØVIK, A.K., RASSE, D.P., KLØVE, B. Degradation of cultivated peat soils in northern Norway based on field scale CO₂, N₂O and CH₄ emission measurements. *Archives of Agronomy and Soil Science*. v.52, p.149–159, 2006
- GUGGENBERGER, G., CHRISTENSEN, B.T., ZECH, W. 1994. Land-use effects on the composition of organic matter in particle-size separates of soil: 1. lignin and carbohydrate signature. *European Journal of Soil Science*, v.45, p.449-458, 1994.
- HATCHER, P.G., SCHNITZER, M., DENNIS, L.W., MACIEL, G.E. Aromaticity of humic substances in soils. *Soil Science Society of America Journal*, Madison, v.45, p.1089-1094, 1981.
- HAWORTH, R.D. The chemical nature of humic acid. *Soil Science*, Baltimore, v.111, n.1, p.71-79, 1971.

- HAYES, M.H.B., CLAPP, C.E. Humic substances: considerations of compositions, aspects of structure, and environmental influences. *Soil Science*, Baltimore, v.166, n.11, p.723-727. 2001.
- HERNANDEZ, T.; MORENO, J.I.; COSTA, F. Infrared spectroscopic characterization of sewage sludge humic acids. Evidence of sludge organic matter-metal interactions. *Agrochimica*, v.37, p.12-17, 1993
- HILBERT, D.W., ROULET, N., MOORE, T. Modeling and analysis of peatlands as dynamical system. *Journal of Ecology*, v.88, p.230-242, 2000.
- HU, W., MAO, J., XING, B., SCHMIDT-ROHR, K. Poly(methylene) crystallites in humic substances detected by nuclear magnetic resonance. *Environmental. Science Technology*. v.34, p. 530-534, 2000.
- HUTCHINSON, J.N. The record of peat wastage in the East Anglian Fenlands at Holme Post, 1848–1978 A.D. *Journal of Ecology*, v.68, p.229–249, 1980.
- IBARRA, J.V., MOLINER, R. e BONET, A.J. Thermal alteration of coal humic acids simulating early coalification. In: Senesi, N. e Miano, T.M. (Eds) *Humic substances in the global environment and implications on human health*. Elsevier, 1994 p. 1325-1330
- INCORA. Instituto Colombiano de la Reforma Agraria. Mapificación caracterización y clasificación de los suelos orgánicos del Valle de Sibundoy. INCORA. Bogotá. 1974. 148p.
- INUBUSHI, K. & HADI, A. Microbial biomass in tropical peat soil. *PROCEEDINGS OF THE INTERNATIONAL SYMPOSIUM ON TROPICAL PEATLANDS*, Bogor, Indonesia. Hokkaido University & Indonesian Institute of Sciences. p.55-60, 2000.
- INUBUSHI, K., CHENG, W., AONUMA, S., HOQUE, M.M., KOBAYAS, K., MIURA, S., KIM, H.Y., OKADA, M. Effects of free-air CO₂ enrichment (FACE) on CH₄ emission from a rice paddy field. *Global Change Biology*, v.9, p.1458–1464, 2003
- IPCC. A report accepted by Working Group I of the IPCC but not approved in detail. Technical Summary. 2001b. <<http://www.ipcc.ch/pub/wg1TARtechsum.pdf>>. Acesso em 18 Fev. 2007.
- IPCC. Revised 1996 IPCC Guidelines for national greenhouse gas inventories: Reference Manual. 1996. Disponível em: <<http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/gl/invs1.htm>>. Acesso em 18 Fev. 2007.
- IPCC. Summary for policymakers: A report of Working Group I of the Intergovernmental Panel on Climate Change. 2001a. Disponível em: <<http://www.ipcc.ch/pub/spm22-01.pdf>>. Acesso em 18 Fev. 2007.
- JACKSON, M.L. Aluminum bonding in soils: a unifying principle in soil science. *Proceeding. Soil Science Society of American Journal*, v.27, p.1-10, 1963.
- JACQUIM, F., VONG, P.C. Incorporation of a nitrogen fertilizer in the humified compounds of a typic hapludalf. *The Science of the total Environment*. Amsterdam. v.81-82, p.465-469, 1989.
- JOHNSTON, C.T., DAVIS, W.M., ERICKSON, C., DELFINO, J.J., COOPER, W.T. Characterization of humic substances using Fourier transform infrared spectroscopy. In: SENESI, N., MIANO, T.M., (ED.) *Humic substances in the global environment and implications on human health: Proceedings of the 6th IHSS*, Monopoli, Italy, Amsterdam, Elsevier, 1994.
- JOHNSTON, C.T., AOCHI, Y.O. Fourier transform infrared and ramam spectroscopy. In: Sparks, D.L. (Ed). *Methods of soil analysis*. Madison: ASA:SSSA, 1996. p.269-321.

- KAKEI, M. AND CLIFFORD, P.E. Short-term effects of lime application on soil properties and fine-root characteristics for a 9-year-old Sitka spruce plantation growing on a deep peat soil. *Forestry*, v.75, p.37–50, 2002.
- KALBITZ, K., GEYER, S. Different effects of peat degradation on dissolved organic carbon and nitrogen. *Organic Geochemistry*. v.33, p.319-326, 2002.
- KALBITZ, K., GEYER, W., GEYER, S. Spectroscopic properties of dissolved humic substances: a reflection of land use history in a fen area. *Biogeochemistry*, Dordrecht, v.47, p.219-238, 1999.
- KAMPF, N., SCHNEIDER, P. Caracterização de solos orgânicos do Rio Grande do Sul: propriedades morfológicas e físicas como subsídios à classificação. *Revista brasileira de Ciência do Solo*, Campinas, v.13, n.2, p.227-236, 1989.
- KASIMIR-KLEMEDTSSON, A., KLEMEDTSSON, L., BERGLUND, K. Greenhouse gas emissions from farmed organic soils: a review. *Soil Use and Management*, v.13, p.245–250, 1997.
- KENNEDY, G.W., PRICEB, J.S. A conceptual model of volume-change controls on the hydrology of cutover peats. *Journal of Hydrology*. v.302, p.13–27, 2005.
- KERVEN, G.L., MENZIES, N.W., GEYER, M.D. Soil carbon determination by high temperature combustion – a comparison with dichromate oxidation procedures and the influence of charcoal and carbonate carbon on the measured value. *Communication Soil Science and Plant Analysis*, v.31, p.1935-1939, 2000.
- KIEHL, E.J. *Fertilizantes Orgânicos*. Editora Agronômica Ceres Ltda. São Paulo. 1985. 492p.
- KINCESH, P., POWLSON, D.S., RANDAIL, E.W. ¹³C NMR studies of organic matter in whole soils: 1. Quantitation possibilities. *European Journal of Soil Science*. v.46, p.125-138, 1995
- KNIPLING, E.B., SCHROEDER, V.N., DUNCAN, W.O. Carbon dioxide evolution from Florida organic soils. *Soil & Crop Science Society of Florida - Proceeding*. v.30, p.320–326, 1970.
- KÖGEL-KNABNER, I. ¹³C and ¹⁵N NMR spectroscopy as a tool in soil organic matter studies. *Geoderma*, Amsterdam. v.80, p.243-279, 1997.
- KONONOVA, M. M. *Materia orgânica del suelo: su naturaleza, propiedades y métodos de investigación*. Barcelona: Oikos-tau, 1982. 364p.
- KUDER, T., KRUGE, M.A., SHEARER, J.C. Environmental and botanical controls on peatification – a comparative study of two New Zealand restiad bogs using Py-GC/MS, petrography and fungal analysis. *International Journal of Coal Geology*. v.37, p.3–27, 1998.
- KUMADA, K. *Chemistry of soil organic matter*. Tokyo, Japan. Scientific Societies Press. 1987. 241p.
- KUWATSUKA, S., TSUTSUKI, K., KUMADA, K. Chemical studies on soil humic acids. *Soil Science and Plant Nutrition*. Tokyo. v.24, p.337-347, 1978.
- LANI, J.L. *Deltas dos rios Doce e Itapemirim: solos, com ênfase nos Tiomórficos, água e impacto ambiental do uso*. 1998. 169f. Tese (Doutorado) Universidade Federal de Viçosa MG. 1998.

- LEPSCH, I.F., QUAGGIO, J.A., SAKAI, E., CAMARGO, O.A., VALADARES, J.M.A.S. Caracterização, classificação e manejo agrícola de solos orgânicos do vale do Rio Ribeira de Iguape, SP. Boletim técnico, n.131, Campinas - Instituto Agronômico. 1990. 58p.
- LEVENQUE, M.; DINEL, H. Fiber content, particle-size distribution and some related properties of four peat materials in Eastern Canada. Canadian Journal of Soil Science, v.57, p.187-195, 1977.
- LIMA, L.A. Drenagem de solos agrícolas (Eng. 158 – UFLA) 20p 2008. <http://www.lalima.com.br/lalima/arquivos/drenagem.pdf> acessado em 10/09/2008
- LIMIN, S.H., JAMAL, L., JAMAL, Y.M. Utilization of Inland Peat for Food Crop Commodity Development Requires High Input and is Detrimental to Peat Swamp Forest Ecosystem. PROCEEDINGS OF THE INTERNATIONAL SYMPOSIUM ON TROPICAL PEATLANDS. Bogor - Indonesia, Hokkaido University & Indonesian Institute of Sciences. p.135-143, 2000
- LINDSAY, W.L.; WALTHALL, P.M. The solubility of aluminum in soils. In: G SPOSITO, ed. The Environmental Chemistry of Aluminum. Boca Raton, FL: CRC Press, 1996. p.333–361.
- LING, T.Y. & SIONG. K.H. A review of lowland organic soils of Sarawak: research Branch Department of agriculture Sarawak. (technical Paper. 4). 49p. 1979.
- LOHILA, A., AURELA, M., REGINA, K., LAURILA, T. Soil and total ecosystem respiration in agricultural fields: effect of soil and crop type. Plant and Soil v.251, p.303–317, 2003.
- LUCAS, R.E. Organic Soils (Histosols): Formation, distribution, physical and chemical properties and management for crop production. Michigan: Michigan State University, 1982. 80p. (Farm Science Research Report, n.435).
- LUOMALA, E.Y, KETOLA, M. Vertical distribution of peat sterols in a field of a productive peatland in western Finland. PROCEEDING. 7TH INTERNATIONAL PEAT CONGRESS. Dublin, Eire, v.4, p.307-316. 1984.
- LYNN, W.C., MC KINZIE, W.E., GROSSMAN, R.B. Field laboratory tests for characterization of Histosols. In: AANDAHL, A.R., BUOL, S.W., HILL, D.E., BAILEY, H.H. (eds). Histosols their characteristics, classification, and use. Special publication, n.6. Soil Science Society of America. Madison – Wisconsin. 1974. p.11-20.
- MACCARTHY, P. The principles of humic substances. Soil Science, Baltimore, v.166, n.11, p.738-751. 2001.
- MACCARTHY, P.E., RICE, J.A. Spectroscopic methods for determining functionality in humic substances. In: AIKEN, G.R., McKNIGHT, R.L., WERSHAW, P.J., MacCARTHY, P.J. (Eds.). Humic substances in soil, sediment and water: geochemistry, isolation and characterization. New York: John Wiley & Sons. p.527-560, 1985.
- MÄKILÄ, M., SAARNISTO, M., KANKAINEN, T. Aapa mires as a carbon sink and source during the Holocene. Journal of Ecology. v.89. p.589-599. 2001.
- MALJANEN, M., MARTIKAINEN, P.J., WALDEN, J., SILVOLA, J. CO₂ exchange in an organic field growing barley or grass in eastern Finland. Global Change Biology. v.7, p.679–692. 2001.

- MANAHAN, S.E. "Frontmatter" Fundamentals of environmental chemistry. Boca Raton: CRC Press LLC, 2001. 994p.
- MANGRISH, A.S., LOBO, M.A, TANCK, C.B., WYPYCH, F., TOLEDO, E.B.S. e GUIMARÃES, E. Criterious preparation and characterization of earthworm-composts in view of animal waste recycling. Part I. Correlation between chemical, thermal and FTIR spectroscopic analyses of four humic acids from earthworm-composted animal manure. J. Braz. Chem. Soc, v.11, n.2, p.164-169, 2000
- MANGRISH, A.S., LOBO, M.A, TANCK, C.B., WYPYCH, F., TOLEDO, E.B.S. e GUIMARÃES, E. Criterious preparation and characterization of earthworm-composts in view of animal waste recycling. Part I. Correlation between chemical, thermal and FTIR spectroscopic analyses of fourhumic acids from earthworm-composted animal manure. J. Braz. Chem. Soc. 11(2): 164-169, 2000
- MAPA de solos do Brasil. Rio de Janeiro: IBGE: Embrapa Solos, 2001. 1 Mapa. Escala 1:5.000.000.
- MARTIN-NETO, L., ANDRIULO, A. E., TRAGHETA, D.G. Effects of cultivation on ESR spectra of organic matter from soil fractions of a mollisol. Soil Science, Baltimore. v.157. p.365-372. 1994.
- McGHIE, D.A. & POSNER, A.M. Water repellence of a heavy-textured western Australian surface soil. Australian Journal of Soil Research. v.18. p.309-323. 1980.
- MCKINZIE, W.E. Criteria used in Soil Taxonomy to classify organic soils. In AANDAHL, A.R., BUOL, S.W., HILL, D.E., BAILEY, H.H. (ed.). Histosols: Their characteristics, classification, and use. Special. Publication. n.6. Soil Science Society of America, Madison - Wisconsin. 1974. p.1-10
- MCLEAN, E.O. Chemistry of soil aluminum. Communication Soil Science Plant Analysis, v.7, n.7, p.619-636, 1976.
- MD. SHARIF, A., AMBAK, K., ISMAIL, A.B. Agronomic consideration on peatland development - A Malaysian experience. In: Proceeding 2nd International Soil Management Workshop. Thailand - Malaysia 1986.
- MELO, V.F. Solos e indicadores de uso agrícola em Roraima: área indígena Maloca Flechal e de colonização do Apiau'. 2002, 145f. Tese (Doutorado em Solos e Nutrição de Plantas). Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2002.
- MENDONÇA, M.M. Diagnóstico de propriedades edáficas em áreas agrícolas e de floresta com elevado teor de matéria orgânica no município do Rio de Janeiro. 1999. 195f. Dissertação (Mestrado em Agronomia)-Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, 1999.
- MENZIES, N.W. Toxic elements in acid soils: Chemistry and measurement. In Rengel Z. (ed) Handbook of Soil Acidity. New York Marcel Dekker. 2003. p.267-296
- MIANO, T., SENESI, G., MARTIN, J.P. Fluorescence spectroscopy of humic substances. Soil Science Society of America Journal. Madison. v.52. p.1016-1019. 1992.
- MILLETTE, J.A. Subsidence of an organic soil in southwestern Québec. Canadian Journal of Soil Science. v.56. p.499-500. 1976.
- MILORI, D.M.B.P., BAYER, C., BAGNATO, V.S., MIELNICZUK, J., MARTIN-NETO, L. Fluorescence Spectroscopy as Alternative Approach to Study Humification Degree in Soil

- Humic Acids. In: 10th INTERNATIONAL MEETING OF THE INTERNATIONAL HUMIC SUBSTANCES SOCIETY, 2000, Toulouse –France. Proceedings. v.1. p.97-100. 2000.
- MILORI, D.M.B.P., MARTIN-NETO, L., BAYER, C., MIELNICZUK, J., BAGNATO, V.S. Humification degree of soil humic acids determined by fluorescence spectroscopy. *Soil Science*. Baltimore. v.167. p.739-749. 2002.
- MINKKINEN, K. Effect of forestry drainage on the carbon balance and radioactive forcing of peatlands in Finland. 1999. 42f. Thesis (PhD. Thesis of forest ecology) - University of Helsinki, Finland, 1999.
- MITCHELL, E.A.D., BTTLER, A., GROSVERNIER, P., RYDIN, H., SIEGENTHLER, A., GOBAT, J.M. Contrasted effects of increased N and CO₂ supply on two keystone species in peatland restoration and implications for global change. *Journal of Ecology*, v.90, p.529-533, 2002.
- MORRIS, D.R., GILBERT, R.A. Inventory, crop use and soil subsidence of Histosols in Florida. *Journal Food Agriculture and Environment*, v.3, p.190–193, 2005.
- MORRIS, D.R., GILBERT, R.A., REICOSKY, D.C., GESCH, R.W. Oxidation potentials of soil organic matter in Histosols under different tillage methods. *Soil Science Society of American Journal*, v.68, p.817–826, 2004.
- NEWMAN, R.H., TATE, K.R., BARRON, P.F., WILSON, M.A. Toward a direct, non-destructive method of characterizing soil humic substances using ¹³CNMP. *Journal Soil Science*, v.31, p.623-631, 1980.
- NICHOLS, D.S., & BOELTER, D.H. Fiber size distribution, bulk density, and ash content of peats in Minnesota, Wisconsin, and Michigan. *Soil Science Society of American Journal*, v.48, p.1320–1328.1984
- NIEMEYER, J., CHEN, Y., BOLLAG, J.M. Characterization of humic acids, composts, and peat by diffuse reflectance Fourier-transform infrared spectroscopy. *Soil Science Society of America Journal*, Madison, v.56, p.135-140, 1992.
- NIEVEEN, J.P., CAMPBELL, D.D.I., SCHIPPER, L.A., BLAIR, I.J. Carbon exchange of grazed pasture on a drained peat soil. *Global Change Biology*, v.11, p.607–618, 2005
- NOVOTNY, E.H. Estudos espectroscópicos e cromatográficos de substâncias húmicas de solos sob diferentes sistemas de preparo. 2004. 215f. Tese (Doutorado) - Instituto de Química da Universidade de São Paulo, São Carlos. 2004.
- NOVOTNY, E.H., MARTIN-NETO, L., COLNAGO, L.A., MARIA, I.C., VIEIRA, S.R., DECHEN, S.C.F. Espectroscopias de RPE e RMN em ácidos húmicos extraídos de solos submetidos a diferentes sistemas de manejo. In: ENCONTRO BRASILEIRO SOBRE SUBSTÂNCIAS HÚMICAS, 1999. Santa Maria,. Anais... Santa Maria: UFSM - Departamento de Solos - Programa de Pós - Graduação em Agronomia, v.3, 1999. p.226-228.
- OLIVEIRA, J.B., JACOMINE, P.K.T., CAMARGO, M.N. Classes gerais de solos do Brasil: guia auxiliar para seu reconhecimento. 2ed. Jaboticabal: FUNEP, 1992. 201p.
- ORLOV, R. Humic acids of soils. Washington, D.C.: USDA: The National Science Foundation, 1985. 378p.
- PENZER, G.R. Molecular emission spectroscopy (fluorescence and phosphorescence). In: BROWN, S.B. (ed.). An introduction to spectroscopy for biochemists. Academic Press, London. p.70-114. 1980.

- PEREIRA, M.G., ANJOS, L.H.C., VALLADARES, G.S. Organossolos: Ocorrência, gênese, classificação, alterações pelo uso agrícola e manejo. In: VIDAL-TORRADO, P., ALLEONI, L.R.F., COOPER, M., SILVA, Á.P., CARDOSO, E.J. (Org.). Tópicos Especiais em Ciência do Solo. 4.ed. Viçosa, 2005. v.4, p.233-276.
- PEREIRA, M.G., EBELING, A.G., VALLADARES, G.S., ANJOS, L.H.C., ESPINDULA JR, A. Estimativa da acidez potencial pelo método do pH SMP em solos com elevado teor de matéria orgânica. *Bragantia*, v.65, p.487- 493, 2006.
- PEREZ, D.V., ANJOS, L.H.C., EBELING, A.G., PEREIRA, M.G. Comparison of H + Al stoichiometry of mineral and organic soils in brazil, *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v.33, n.4, 2009 (no prelo)
- PÉREZ, D.V., SIMÃO, S.M., SALATINO, A. Identificação e caracterização da repelência à água em alguns solos brasileiros. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, Viçosa, v.22, n.2, p.197-207, 1998.
- PICCOLO, A. The supramolecular structure of humic substances. *Soil Science*. Baltimore, v.166, p.810-832, 2001.
- PLIESKI, Gustavo Lopes Do Amaral, EBELING, A. G., ANJOS, Lucia Helena Cunha dos, PEREIRA, Marcos Gervasio, VALLADARES, Gustavo Souza Avaliação de métodos analíticos para determinar a acidez em solos com alto teor de matéria orgânica. *Revista Universidade Rural. Série Ciências da Vida.* , v.21, p.11 - 16, 2004.
- PONTEVEDRA-POMBAL, X., MARTÍNEZ-CORTIZAS, A., GARCÍA-RODEJA, E., BUURMAN, P. & VAN LAGEN, B. Composición y transformación de la materia orgánica en un histosol de la Serra do Xistral (norte de Galicia) mediante CPMAS ¹³C-NMR. *Edafologia*, v.8, n.2, p.67-79, 2001.
- PORTNOY, J.W. Salt marsh diking and restoration: biogeochemical implications of altered wetland hydrology. *Environmental Management*, New York, v.24, n.1, p.111-120, 1999.
- PRESTON, C.M. Applications of NMR to soil organic matter analysis: History and prospects. *Soil Science*, Baltimore, v.161, p.144-166, 1996.
- PRICE, J.S., HEATHWAITE, A.L., BAIRD, A.J. Hydrological processes in abandoned and restored peatlands: An overview of management approaches, *Wetlands Ecology and Management*, v.11, p.65–83, 2003.
- PRICE, J.S., WHITEHEAD, G.S. Developing hydrological thresholds for sphagnum recolonization of an abandoned cutover bog. *Wetlands*, v.21, n.1, p.32–42, 2001
- PROVENZANO, M.R. & SENESI, N. Thermal properties of standard and reference humic substances by differential scanning calorimetry. *Journal of Analytical Colorimetry*, v.57, p.517-526, 1999.
- RAIJ, B. VAN., ANDRADE, J.C., CANTARELA, H., QUAGGIO, J.A., Análise química para a avaliação da fertilidade de solos tropicais. Campinas. Instituto Agrônomo, 2001. 285p.
- RAIJ, B.VAN; CANTARELLA, H.; CAMARGO, A.P.; SOARES, E. Perdas de cálcio e magnésio durante cinco anos em ensaio de calagem. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, Campinas, v.6, p.33-37, 1982.
- REGINA, K., NYKÄNEN, H., MALJANEN, M. AND SILVOLA, J. Emissions of N₂O and NO and net nitrogen mineralization in a boreal forested peatland treated with different nitrogen compounds. *Canadian Journal of Forest Research*, v.28, p.132-140, 1998

- RENGEL Z. Handbook of Soil Acidity. New York Marcel Dekker. 2003. 496p.
- REZENDE, M.O.O. A importância ambiental das substâncias húmicas. 1999, 152f. Tese (livre docência). Instituto de Química de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos. 1999.
- RICCA, G., FEDERICO, L., ASTORI, C., GALLO, R. Structural investigations of humic acid from leonardite by spectroscopic methods and thermal analysis. *Geoderma*, v.57, p.263-274, 1993.
- RIVERO, C., SENESI, N., PAOLINI, J. & DORAZIO, V.D. Characteristics of humic acids of some Venezuelan soils. *Geoderma* v.81, p.227-239. 1998
- ROBERTS, F.J. & CARBON, B.A., Water repellence in sandy soil of South-Western Australia. II. Some chemical characteristics of the hydrophobic skins. *Australian Journal of Soil Research*, v.10, p.35-42, 1972.
- ROJSTACZER, S., DEVEREL, S.J. Land subsidence in drained Histosols and highly organic mineral soils of California. *Soil Science Society of American Journal*, v.59, n4, p.1162–1167, 1995
- ROJSTACZER, S.A., DEVEREL, S.J. Time dependence of atmospheric carbon inputs from drainage of organic soils: *Geophysical Research Letters*, v.20, p.1383–1386, 1993
- RUSSEL, J. D. Infrared methods. In: WILSON, M.J. (Ed). A handbook of determinative methods in clay mineralogy. London: Blackie & Sons, 1987. p.133-173.
- SAAB, S. Caracterização da matéria orgânica em Gleissolos por espectroscopia de EPR, RMN, IV e UV-Visível. 1999. 111f. Tese (Doutorado) São Carlos, Universidade de São Paulo, 1999.
- SAAB, S.C. & MARTIN-NETO, L. Studies of semiquinone free radicals by ESR in the whole soil, HA, FA and humin substances. *Journal of the Brazilian Chemical Society*, v.15, N1, p.34-37, 2004.
- SAARNIO, S., ALM, J., MARTIKAINEN, P.J., SILVOLA, J. Effects of raised CO₂ on potential CH₄ production and oxidation in, and CH₄ emission from, a boreal mire. *Journal of Ecology*, v.86, p.261-268, 1998.
- SAARNIO, S., SILVOLA, J. Effects of increase CO₂ and N on CH₄ efflux from a boreal mire: a growth chamber experiment. *Oecologia*, v.119, p.349-356, 1999.
- SAKAI, E., LEPSCH, I.F. Levantamento pedológico detalhado da estação experimental de Pariqueira-Açu. Instituto Agrônomo. Campinas, 1984. 56p. (Boletim Técnico N° 83)
- SAKAI, E; LEPSCH, I.F. Levantamento pedológico detalhado e distribuição espacial de características dos solos do Pôlder Registro-I, SP. Instituto Agrônomo. Campinas, 1987. 56p. (Boletim Científico N° 10).
- SANTOS, M.L.M. Estudo do mecanismo de tolerância ao alumínio e sua variabilidade genotípica em arroz (*Oryza sativa* L.). 1991. 144f. Dissertação (Mestrado em Agronomia), Universidade Federal Rural Rio de Janeiro, Seropédica, 1991.
- SANTOS, R.D., LEMOS, R.C., SANTOS, H.G., KER, J.C., ANJOS, L.H.C. Manual de descrição e coleta de solo no campo. 5^a ed. (revisada e ampliada) Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, Viçosa. 2005. 92p.

- SCHIPPER, L.A., MCLEOD, M. Subsidence rates and carbon loss in peat soils following conversion to pasture in the Waikato region, New Zealand. *Soil Use and Management*, v.18, p.91–93, 2002.
- SCHMIDT, M.W.I., KNICHER, H., HATCHER, P.G., KOGGER-GNABNER, I. Improvement of ^{13}C and ^{15}N CPMAS MNR spectra of bulk soils, particle size fraction and organic material by treatment with hydrofluoric acid (10%). *European Journal Soil Science*, v.48, p.319-328, 1997.
- SCHNITZER, M. & KHAN, S.U. *Humic substances in the environment*. Marcel Dekker, New York, p.2-3, 1972
- SCHNITZER, M. *Humic substances: chemistry and reactions*. In: SCHNITZER, M. & KHAN, S.U. (Eds.). *Soil organic matter*. Elsevier. Amsterdam. p.1-64, 1978
- SCHNITZER, M. *Organic matter characterization*. In: PAGE, A.L., MILLER, R.H., KEENEY, D.R. (Ed.). *Methods of soil analysis*. 2.ed. Madison: American Society of Agronomy: (Agronomy, 9). Part 2: Chemical and microbiological properties. Soil Science Society of America, 1982. p.581-594.
- SCHNITZER, M., GUPTA, V.C. Determination of acidity in soil organic matter. *Soil Science Society of America Proceedings*, Madison, WI, EUA, v.29, p.274-277, 1965.
- SCHNITZER, M., KHAN, S.U. *Soil organic matter*. Amsterdam: Elsevier, 1978. 319p.
- SCHNITZER, M., LEVESQUE, M. Electron spin resonance as a guide to the degree of humification of peats. *Soil Science*, Baltimore, v.127, n.3, p.140-145, 1979.
- SCHNITZER, M., SKINNER, S.I.M. Alkali versus acid extracted of soil organic matter. *Soil Science*, v.105, p.392-396, 1968.
- SCHOOL, D.G. Soil wettability and fire in Arizona chaparral. *Soil Science Society of American Journal*, v.39, p.356-361, 1975.
- SCHOTHORST C.J. Subsidence of low moor peat soils in the western Netherlands. *Geoderma*, v.17, p.265–291, 1977.
- SCHOUWENAARS, J.M. The impact of water management upon groundwater fluctuations in a disturbed bog relict. *Agricultural Water Management*, v.14, p.439–449, 1988.
- SCOTT, M.J., JONES, M.N., WOOFF, C., SIMON, B., TIPPING, E. The molecular properties of humic substances isolated from a UK upland peat system: A temporal investigation. *Environment International*, v.27, p.449-462. 2001.
- SENESI, N. Fluorescence spectroscopy applied to the study of humic substances from soil and soil related systems. Division of Environmental Chemistry. A review. In Proc. 199th American Chemical Society, Meeting, Boston. 1990. p.79–82.
- SENESI, N., D'ORAZIO V., RICCA G. Humic acids in the first generation of EUROSOLS. *Geoderma*, v.116, n.3, p.325-344, 1996.
- SHIH, S.F., GLAZ, B., BARNES Jr, R.E. Subsidence of organic soils in the Everglades Agricultural Area during the past 19 years. *Soil & Crop Science Society of Florida*, v.57, p.20-29, 1998.
- SHIMADZU, Thermogravimetric analyser software T50WA: User guide. SHIMADZU, 155p. 1989.
- SHULTEN, H.R., SCHNITZER, M. Chemical model structures for SOM and soils. *Soil Science*, Baltimore, v.162, p.115-130, 1997.

- SHURYGINA, E.A., LARINA, N.K., CHUBAROVA, M.A. e KONONOVA, M.M. Differential thermal analysis (DTA) and thermogravimetry (TG) of soil humic substances. *Geoderma*, v.6, p.169-177, 1971
- SILVA, L.M.V. & PASQUAL, A. Dinâmica e modelagem da matéria orgânica do solo com ênfase ao ecossistema tropical. *Energia na Agricultura*, v.14, p.13-24, 1999.
- SILVERSTEIN, R.M., BASSLER, G.C., MORRIL, T.C. Spectrometric identification of organic compounds. 5th Edition, New York: John Wiley e Sons, 1991.
- SILVERSTEIN, R.M., WEBSTER, F.X. Identificação espectrométrica de compostos orgânicos. Rio de Janeiro: LTC, 2000, 460p.
- SILVOLA, J., ALM, J., AHLHOLM, U., NYKÄNEN, H. & MARTIKAINEN, P.J. CO₂ fluxes from peat in boreal mires under varying temperature and moisture conditions. – *Journal of ecology* v.84, p.219-228, 1996.
- SINGER, L.S. Synthetic ruby as a secondary standard for the measurement of intensities in Electron Paramagnetic Resonance. *Journal of Applied Physics*, v.30, p.1463-1464, 1959.
- SKJEMSTAD, J.O., CLARKE, P., GOLCHIN, A., OADES, J.M. Characterization of soil organic matter by solid-state ¹³C NMR spectroscopy. (Eds) CADISCH, G. & GILLER, K.E. In: *Driven by Nature. Plant litter quality and decomposition*, p.253–271. 1997.
- SKJEMSTAD, J.O., LE FEUVRE, R.P., PREBBLE, R.E. Turnover of soil organic matter under pasture as determined by ¹³C natural abundance. *Australian Journal of Soil Research*, v.28, p.267-276, 1990.
- SLUSHER, D.F., COCKERHAM, W.L. MATTHEWS, S.D. Mapping and interpretation of Histosols and Hydraquents for urban development. In AANDALH, A.R., BUOL, S.W., HILL, D.E. & BAILEY, H.H. (eds.) *Histosols; Their Characteristics, Classification, and Use*. Special Publication n.6. Soil Science Society of American Inc., Madison, WI. 1974, p. 95-109.
- SNYDER, G.H. Everglades agricultural area soil subsidence and land use Projections. *Soil and Water Science University of Florida/IFAS, Everglades Research and Education Center*. 2004. 26p.
- Soil Survey Laboratory Methods Manual Soil Survey Investigations Report N°42 Version 4.0 United States Department of Agriculture Natural Resources Conservation Service 2004, 735p.
- SOLLINS, P.; HOMANN, P.; CALDWELL, B.A. Stabilization of soil organic matter: mechanisms and controls. *Geoderma*, v.74, p.65-105, 1996.
- SOUZA JÚNIOR, V.S., RIBEIRO, M.R., OLIVEIRA, L.B. Propriedades químicas e manejo de solos tiomórficos da várzea do Rio Coruripe, Estado de Alagoas. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v.25, p.811-822. 2001.
- SPOSITO, G. The environmental chemistry of aluminum. 2nd edition. Lewis Publishers, p.222-225. 1995.
- STANEK, W.; SILC, T. Comparisons of four methods for determination of degree of peat humification (decomposition) with emphasis on the Von Post methods. *Canadian Journal of Soil Science*, Ottawa, v.57, p.109-117, 1977.
- STEELINK, C. Implications of elemental characteristics of humic substances. In: AIKEN, G.R.; McKNIGHT, D.M.; WERSHAW, R.L; MacCATHY, P. (Eds.). *Humic substances in*

soil, sediment, and water. Geochemistry, isolation and characterization. New York: Wiley, Interscience, 1985.

STEPHENS, J.C. & SPEIR, W.H. Subsidence of organic soils in the U.S.A. International Association of Scientific Hydrology (Tokyo), v.89, p.523–534, 1969

STEPHENS, J.C. Subsidence is organic soils in the Florida Everglades. Soil Science Society of America, Proceedings, v.20, p.77-80, 1956.

STEPHENS, J.C., ALLEN JR, L.H., CHEN, E. Organic soil subsidence. In: Holzer, T.L. ed. Man-induced land subsidence, Geological Society of America Reviews in Engineering Geology, Boulder CO, USA, v.6, p.107–122, 1984

STEVENS, J.C., & JOHNSON, L. Subsidence of organic soils in the upper Everglades region of Florida. Soil Science Society of Florida. Proceeding. v.11, p.191-237, 1951.

STEVENSON, F.J. & GOH, K.M. Infrared spectra of humic acids and related substances. Geochimica et Cosmochimica Acta, v.35, n.5, p.471-483, 1971.

STEVENSON, F.J. Cicles of soil – carbon, nitrogen, phosphorus, sulfur, micronutrients. United States of America: John Wiley & Sons, 1986. 380p.

STEVENSON, F.J. Humus chemistry: genesis, composition, reactions. John Wiley & Sons, Ic. USA. 443p. 1982.

STEVENSON, F.J. Humus chemistry: genesis, composition, reactions. 2.ed. John Wiley & Sons, New York, 443p. 1994.

STEVENSON, F.J., ELLIOTT, E.T. Methodologies for assessing the quantity and quality of organic matter. In: COLEMAN, D.C., OADES, J.M. UEHARA, G. (eds) Dynamics of soil organic matter in tropical ecosystems. NifTAL Project University of Hawaii, p. 173-199, 1989.

SUNDH, I., MIKKELÄ, C., NILSSON, M. & SVENSSON, B.R. Potential aerobic methane oxidation in a Sphagnum-dominated peatland: Controlling factors and relation to methane emission. - Soil Biology and Biochemistry, v.27, n.6, p.829-837, 1995.

SUNDH, I., NILSSON, M., MIKKELÄ, C., GRANBERG, G., SVENSSON, B.H. Fluxes of methane and carbon dioxide on peat-mining areas in Sweden. Ambio, v.29, n.8, p.499-503. 2000.

SUSZCZYNSKI, E.F. Turfa, o novo combustível nacional. CPRM, Rio de Janeiro, 59p. 1980.

SWIFT, R.S. Organic matter characterization. In: SPARKS, O.L. ed. Methods of soil analysis, Part 3: Chemical methods. Madison, Soil Science Society of America, p.1011-1020. 1996.

TATE III, R.L. Microbial oxidation of organic matter of Histosols. Advances in Microbial Ecology. v.4, p.169–201, 1980.

TORRENTES, A., JAYASUNDERA, S. & SCHMIDT, W.J. Influence of the polarity of organic matter on the sorption of acetamide pesticides. Journal of Agriculture and Food Chemistry. v.45 p.3320-3325, 1997.

TURNER, R.C. e SCHNITZER, M. Thermogravimetry of the organic matter of a Podzol. Soil Science v.93, n.4, p.225-232, 1962

VALLADARES, G.S. Caracterização de Organossolos, auxílio à sua classificação. 2003. 142f. Tese (Doutorado) - Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, 2003.

- VALLADARES, G.S., PEREIRA, M.G., ANJOS, L.H.C., BENITES, V.M., EBELING, A.G., MOUTA, R.O. Humic substance fractions and attributes of histosols and related high-organic-matter soils from Brazil. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, v.38, p.763-777, 2007.
- VALLADARES, G.S., PEREIRA, M.G., ANJOS, L.H.C., EBELING, A.G. Caracterização de solos brasileiros com elevados teores de material orgânico. *Magistra*, v.20, n.1, p.95-104, 2008.
- VINKLER, P., LAKATOS, B., MEISEL, J. Infrared spectroscopic investigations of humic substances and their metal complexes. *Geoderma*, v.15, p.231-242, 1976.
- VOLK, B.G. & SCHNITZER, M. Chemical and Spectroscopic Methods for Assessing Subsidence in Florida Histosols. *Soil Science Society of American Journal*, v.37, p.886-888, 1973
- VOLKWEISS, S. J. Química da acidez dos solos. In: *Anais do II Seminário Sobre Corretivos do Solo*. Santa Maria. RS. 1989. 224p.
- VON POST, L. Sveriges geologiska undersöknings torvinventering och några av dess hittills vaanna resultat, (In Swedish) *Sven. Mosskulturören. Tidskr*, v.33, p.1-27, 1922.
- WAKSMAN, S.A. & PURVIS, E.R. The microbiological population of peat. *Soil Science*, v.34, p.95-114, 1932
- WAKSMAN, S.A. & STEVENS, K.R. Contribution to the chemical composition of peat: Part III. Chemical studies of two Florida peat profiles. *Soil Science*. v.27, p.271-281, 1929
- WALLIS, M.G., HORNE, D.J. & PAPMER, A.S. Water repellency in a New Zealand development sequence of Yellow Brown Sands. *Australian Journal of Soil Research*. v.31, p.641-654, 1993.
- WALLIS, M.G., HORNE, D.J. Soil water repellency. *Advances in Soil Science*, v.20, p.91-146. 1992
- WANDER, I.W. An interpretation of the cause of water repellent sandy soils found in citrus groves of central Florida. *Science*, v.110, p.299-301, 1949.
- WAPEDIA.MOBI. <http://wapedia.mobi/pt/Subsid%C3%Aancia> visitado em 15/09/2008
- WERSHAW, R.L., LEENHEER, J.A., KENNEDY, K.R., NOYES, T.I. Use of ¹³C NMR and FTIR for elucidation of degradation pathways during natural litter decomposition and composting. I. Early stage leaf degradation. *Soil Science*, Baltimore, v.161, p.667-679, 1996.
- WHITE, J.L., ROTH, C.B. Infrared spectrometry. In: Klute, A. (2ed.) *Physical and Mineralogical Methods. Methods of soil analysis. Book Series N° 5. American Society Agronomy: Soil Science Society American. Madison, Wisconsin, Part: 1*, p.291-330. 1986.
- WIEDER, R.K.Y., STARR, S.T. Quantitative determination of organic fractions in highly organic, sphagnum peat soils. *Communication of Soil Science and Plant Analysis*. v.29, p.847-857. 1998.
- WILLISON, T.M., BAKER, J.C., MURPHY, D.V. Methane fluxes and nitrogen dynamics from a drained fenland peat. *Biology and Fertility of Soils*, v.27, p.279-283. 1998.
- WILSON, M.A. *NMR techniques and applications in geochemistry and soil chemistry*. Oxford: Pergamon Press, 1987. 353p.

- WÖSTEN, J.H.M. & RITZEMA, H.P. Land and water management options for peatland development in Sarawak, Malaysia. *International Peat Journal*, v.11, p.59–66. 2001
- WÖSTEN, J.H.M., CLYMANS, E., PAGE, S.E., RIELEY, J.O., LIMIN, S.H. Peat water interrelationships in a tropical peatland ecosystem in Southeast Asia. *Catena* v.73, p.212–224, 2008
- WÖSTEN, J.H.M., ISMAIL, A.B., VAN WIJK, A.L.M. Peat subsidence and its practical implications: a case study in Malaysia. *Geoderma* v.78, p.25–36, 1997
- WRIGHT, A.L. & REDDY, K.R. Heterotrophic microbial activity in northern Everglades wetland soils. *Soil Science Society of American Journal*, v.65, p.1856–1864, 2001.
- WRIGHT, A.L., & REDDY, K.R. Phosphorus loading effects on extracellular enzyme activity in Everglades wetland soils. *Soil Science Society of American Journal*, v.65, p.588–595. 2001.
- YEOMANS, J.C. & BREMNER, J.M. A rapid and precise method for routine determination of organic carbon in soil. *Communication of Soil Science and Plant Analysis*. v.19, n.13, p.1467-1476. 1988.
- YONEBAYASHI, K. & HATTORI, T. Chemical and biological studies on environmental humic acids. I. Composition of elemental and Functional Groups of Humic Acids. *Soil Science and Plant Nutrition, Tokyo*, v.34, n.4, p.571-584, 1988.
- ZECH, W., GUGGENBERGER, G. & SCHULTEN, H.R. Budgets and chemistry of dissolved organic carbon in forest soils: effect of anthropogenic soil acidification. *Science Total Environmental*, Amsterdam, v.152, p.49-62, 1994.
- ZECH, Z., SENESI, N., GUGGENBERGER, G., KAISER, K., LEHMANN, J., MIANO, T.M., MILTNER, A., SCHROTH, G. Factors controlling humification and mineralization of soil organic matter in the tropics. *Geoderma*, v.79, p.69-116, 1997.
- ZELAZNY, L.W., & CARLISLE, V.W. Physical, chemical, elemental, and oxygen-containing functional group analysis of selected Florida Histosols. In: AANDAHL, A.R. BUOL, S.W., HILL, D.E., BAILEY, H.H. (ed.) *Histosols: their characteristics, classification, and use*. Soil Science Society of America, Inc, Madison, Wisconsin, Special publication, n°6, 1974 p.63-78.
- ZSOLNAY, A., BAIGAR, E., JIMENEZ, M., STEINWEG, B., SACCOMANDI, F. Differentiating with fluorescence spectroscopy the sources of dissolved organic matter in soils subjected to drying. *Chemosphere*, Oxford, v.38, p.45-50, 1999.

7. ANEXOS

ANEXO 1 – Descrição Morfológica dos Perfis de Organossolos

Perfil RJ01

DATA DA COLETA - 12/06/2007

CLASSIFICAÇÃO – **ORGANOSSOLO HÁPLICO Hêmico térrico.**

LOCALIZAÇÃO – Reserva Biológica Poço das Antas – Casemiro de Abreu / Silva Jardim, rodovia BR101, km 214. Trilha a partir da represa dentro da reserva, no sentido do campo. UTM 23k0780639/7500548. S22°35'04.8" e W42°15'36.3".

SITUAÇÃO E DECLIVE – trincheira em várzea sob vegetação de campo misto, com 0 a 1% declive.

ALTITUDE – Aproximadamente 20m.

MATERIAL DE ORIGEM E FORMAÇÃO GEOLÓGICA – Depósitos turfáceos e sedimentos aluviais/coluviais. Holoceno / Quaternário.

PEDREGOSIDADE – Ausente.

ROCHOSIDADE – Ausente.

RELEVO LOCAL – Plano de várzea.

RELEVO REGIONAL – Ondulado.

EROSÃO – Não aparente.

DRENAGEM – Muito mal drenado.

VEGETAÇÃO PRIMÁRIA – Floresta higrófila de várzea e campo higrófilo.

USO ATUAL – Campo em regeneração depois de queimada recente (poucas semanas antes da coleta).

DESCRITO E COLETADO – Adirson Gilvani Ebeling, Ademir Fontana, Lúcia Helena Cunha dos Anjos, Ted P. King, José Carlos de Moraes.

DESCRIÇÃO MORFOLÓGICA

Hdp1 - 0-12 cm; preto (10YR 2/1, úmida amassada); orgânica; granular; macia; muito friável; não plástica e não pegajosa; transição ondulada e abrupta.

Hdp2 - 12-24 cm; bruno escuro mesclado com bruno amarelado escuro (10YR 3/3, úmida amassada; 10YR 4/4 cores úmidas mescladas no material quando exposto ao abrir a trincheira), variegado de cor amarela e branca; orgânica; granular; muito friável; ligeiramente dura; não plástica e não pegajosa; transição plana e abrupta.

Cg1 - 24-46 cm; cinzento escuro (5YR 4/1, úmida amassada), mosqueado pequeno e distinto bruno-amarelado; muito argilosa; maciça; firme; ligeiramente dura; plástica e pegajosa; transição plana e clara.

Cg2 - 46-57 cm; cinzento rosado (7,5YR 7/2 úmida amassada), mosqueado abundante pequeno médio proeminente bruno amarelado e vermelho; muito argilosa, maciça, firme; ligeiramente dura; muito plástica e muito pegajosa; transição plana e abrupta.

Hbd1 – 57-76 cm; bruno muito escuro mesclado com bruno avermelhado (10YR 2/2 úmida amassada, 2,5YR 4/4 cores úmidas mescladas no material quando exposto ao abrir a trincheira), mosqueado vermelho abundante; orgânica; fraca, grande, blocos subangulares; macia, muito friável, não plástica e ligeiramente pegajosa; transição plana e clara.

Hbd2 – 76-116 cm; preto (10YR 2/1 úmida amassada); orgânica; maciça; macia, muito friável, não plástica e ligeiramente pegajosa; transição plana e clara.

Hbd3 – 116-206+ cm; cinzento muito escuro (10YR 3/2 úmida amassada); orgânica; maciça; macia, firme, não plástica e ligeiramente pegajosa.

Observações - Em Hdp1, raízes abundantes e finas. Em Hdp2, muitas e finas, com presença de cores variegadas, amarelas e brancas. No Cg1, poucas raízes e finas e em Cg2, raízes raras. Em Hbd1, Hbd2 e Hbd3 as raízes são ausentes. Presença do lençol freático a 116 cm da superfície após pouco tempo de abertura da trincheira.

Perfil RJ02

DATA DA COLETA - 12/06/2007

CLASSIFICAÇÃO – **ORGANOSSOLO HÁPLICO Sáprico típico**

LOCALIZAÇÃO – Fazenda Dois Irmãos – Silva Jardim, 200 metros a direita da rodovia BR 101 sentido Rio de Janeiro, no km 223. UTM 23k0773300/7506902. S22°31'30.69" e W42°20'35.67"

SITUAÇÃO E DECLIVE – trincheira em área de várzea sob vegetação arbustiva em área recém desmatada, com declividade de 0 a 1%.

ALTITUDE – Cerca de 7m

MATERIAL DE ORIGEM E FORMAÇÃO GEOLÓGICA – Depósitos turfáceos e sedimentos aluviais/coluviais. Holoceno / Quaternário.

PEDREGOSIDADE - Ausente

ROCHOSIDADE – Ausente

RELEVO LOCAL – Plano de várzea

RELEVO REGIONAL – Ondulado.

EROSÃO – Não aparente.

DRENAGEM – Muito mal drenado.

VEGETAÇÃO PRIMÁRIA – Floresta higrófila de várzea.

USO ATUAL – Arbustos e gramíneas espontâneas, a floresta foi queimada e destocada recentemente para introdução de pastagem.

DESCRITO E COLETADO POR – Adirson Gilvani Ebeling, Ademir Fontana, Lúcia Helena Cunha dos Anjos, Ted King, José Carlos de Moraes.

DESCRIÇÃO MORFOLÓGICA

Hdop1 - 0-19 cm; bruno muito escuro (10YR 2/2, úmida amassada); orgânica; aspecto maciço com poucas fibras; solta, dura, plástica e não pegajosa; transição ondulada e difusa.

Hdo2 - 19-40 cm; cinzento muito escuro (10YR 3/1, úmida amassada); orgânica; aspecto maciço com muitas fibras; macia, dura, plástica e não pegajosa; transição ondulada e difusa.

Hdo3 - 40-67+ cm; bruno acinzentado muito escuro (10YR 3/2); orgânica; aspecto maciço porém muito fibrosa; muito dura, muito friável, plástica e não pegajosa.

Observações - Aproximadamente 5% em volume de caules e galhos de árvores e arbustos, provenientes do desmatamento, e em estágio inicial de decomposição sobre o solo. Nota-se material (tecido vegetal ainda identificável) apodrecido e uniforme, principalmente, nos horizontes Hdo2 e Hdo3, com muitas fibras. O lençol freático estava a 43 cm, coincidente com o Hdo3.

Perfil RJ03

DATA DA COLETA - 13/06/2007

CLASSIFICAÇÃO – **ORGANOSSOLO HÁPLICO Hêmico típico**

LOCALIZAÇÃO – Fazenda da Saudade (Primus Ipanema Agropecuária), Macaé (RJ), as margens da BR 101 lado esquerdo sentido Macaé, rodovia BR 101, km 186; a cerca de 1 km da termoelétrica UTE Norte Fluminense. UTM 24k0202910/75322523. S-23°17'14.7" W-41°52'59,4".

SITUAÇÃO E DECLIVE – Trincheira em área plana de várzea, com declividade de 0 a 1%.

ALTITUDE – 10m.

MATERIAL DE ORIGEM E FORMAÇÃO GEOLÓGICA – Depósitos turfáceos e sedimentos aluviais/coluviais. Holoceno / Quaternário.

PEDREGOSIDADE - Ausente

ROCHOSIDADE – Ausente

RELEVO LOCAL - Plano

RELEVO REGIONAL – Plano e Ondulado.

EROSÃO – Não aparente.

DRENAGEM – Mal drenado.

VEGETAÇÃO PRIMÁRIA – Floresta higrófila de várzea e campo higrófilo.

USO ATUAL – Pastagem em consórcio, antes a área foi cultivada com feijão e arroz irrigado.

DESCRITO E COLETADO POR – Adieron Gilvani Ebeling, Ademir Fontana, Lúcia Helena Cunha dos Anjos, Ted King, José Carlos de Moraes.

DESCRIÇÃO MORFOLÓGICA

Hdp1 - 0-06 cm; bruno muito escuro (10YR 2/2, úmido amassada); orgânica; granular e blocos subangulares; dura, firme, ligeiramente plástica e ligeiramente pegajosa; transição plana e clara.

Hdp2 - 06-17 cm; cinzento muito escuro (10YR 3/1, úmido amassada); orgânica, blocos subangulares; dura, firme, ligeiramente plástica e ligeiramente pegajosa; transição plana e clara.

Cg1 - 17-20 cm; bruno acinzentado (10YR 5/2, úmido amassada); muito argilosa; maciça; dura, firme, muito plástica e ligeiramente pegajosa; transição plana e clara.

Hbd3 - 20-32 cm; preto (10YR 2/1, úmido amassada); orgânica; maciça; dura, firme, muito plástica e ligeiramente pegajosa; transição plana e abrupta.

Cg2 - 32-38 cm; bruno acinzentado (10YR 5/2, úmido amassada), mosqueado proeminente vermelho-amarelo; muito argilosa; maciça; dura, firme, muito plástica e ligeiramente pegajosa; transição plana e abrupta.

Hbd4 - 38-56+ cm; preto (10YR 2/1, úmido amassada); orgânica; maciça; dura, firme, muito plástica e ligeiramente pegajosa.

Observações - Raízes abundantes e finas em Hdp1 e Hdp2; muitas raízes em Cg1 e Hbd3; poucas raízes finas em Cg2 e Hbd4.

Perfil RJ –P04

DATA DA COLETA - 13/06/2007

CLASSIFICAÇÃO – **ORGANOSSOLO HÁPLICO Sáprico típico**

LOCALIZAÇÃO – Fazenda Ilha da Saudade (área experimental de produção de sementes em convênio com a Pesagro-RJ), Macaé (RJ), as margens da BR 101 lado direito sentido Macaé, km 186; a cerca de 1 km da termoeletrica UTE Norte Fluminense. UTM 24k0204180/7532591. S22°17'13.3" W 41°52'15,1".

SITUAÇÃO E DECLIVE – Trincheira em área plana de várzea, com declividade de 0 a 1%.

ALTITUDE – 5m.

MATERIAL DE ORIGEM E FORMAÇÃO GEOLÓGICA – Deposição de sedimentos orgânicos e minerais. Holoceno / Quaternário.

PEDREGOSIDADE - Ausente

ROCHOSIDADE – Ausente

RELEVO LOCAL – Plano.

RELEVO REGIONAL – Plano e Ondulado.

EROSÃO – Não aparente.

DRENAGEM – Imperfeitamente drenado, com drenagem artificial

VEGETAÇÃO PRIMÁRIA – Floresta higrófila de várzea e campo higrófilo

USO ATUAL – Plantio de milho e feijão rotacionado.

DESCRITO E COLETADO POR – Adieron Gilvani Ebeling, Ademir Fontana, Lúcia Helena Cunha dos Anjos, Ted King, José Carlos de Moraes.

DESCRIÇÃO MORFOLÓGICA

Hdp1 - 0-10 cm; preto (10YR 2/1, úmida amassada); orgânica; moderada pequena granular; dura, friável, ligeiramente plástica e ligeiramente pegajosa; transição plana e clara.

Hdp2 - 10-20 cm; preto (10YR 2/1, úmida amassada); orgânica; maciça a fraca pequena granular; muito dura, firme, ligeiramente plástica e ligeiramente pegajosa; transição plana e abrupta.

Cg1 - 20-28 cm; cinzento brunado claro (10YR 6/2, úmida amassada); muito argilosa; maciça; muito dura, firme, plástica e pegajosa; transição plana e abrupta.

Hbd3 - 28-33 cm; preto (N 2/, úmida amassada); orgânica; moderada granular; solta, friável, ligeiramente plástica e ligeiramente pegajosa, transição plana e abrupta.

Cg2 - 33-39 cm; cinzento brunado claro (10YR 6/2, úmida amassada); muito argilosa; maciça; muito dura, firme, plástica e pegajosa; transição plana e abrupta.

Hbd4 - 39-53 cm; preto (N 2/, úmida amassada); orgânica; aspecto maciço com fibras; solta, friável, ligeiramente plástica e ligeiramente pegajosa; transição plana e difusa.

Hbd5 - 53-71 cm; preto (10YR 2/1, úmida amassada); orgânica; aspecto maciço com fibras; solta, friável, ligeiramente plástica e ligeiramente pegajosa; transição plana e abrupta.

Cg3 - 71-80 cm; bruno acinzentado (10YR 5/2, úmida amassada); muito argilosa; maciça; muito dura, friável, plástica e pegajosa; transição plana e abrupta.

Observações - Lençol freático a 120 cm de profundidade, abaixo do qual existe outra camada de material orgânico que não foi possível amostrar.

Perfil MA05

DATA DA COLETA - 08/08/2007

CLASSIFICAÇÃO – **ORGANOSSOLO HÁPLICO Sáprico típico**

LOCALIZAÇÃO – Assentamento Diamante, município de Monsão, Maranhão. Margens do lago Anananzal. S 03°30'10.01" W 45°12'01,27".

SITUAÇÃO E DECLIVE – Trincheira em área plana de várzea com 0% de declive.

ALTITUDE – 5m.

MATERIAL DE ORIGEM E FORMAÇÃO GEOLÓGICA – Depósitos turfáceos e sedimentos aluviais/coluviais, depositados pela cheia do lago no período das chuvas. Holoceno / Quaternário.

PEDREGOSIDADE - Ausente

ROCHOSIDADE – Ausente

RELEVO LOCAL – Plano.

RELEVO REGIONAL – Suave ondulado e Plano.

EROSÃO – Não aparente.

DRENAGEM – Muito mal drenado

VEGETAÇÃO PRIMÁRIA – Campo de várzea higrófilo (presença de capim maraca).

USO ATUAL – Plantio de milho, feijão, maracujá dispoca, melancia, abóbora, arroz e mandioca.

DESCRITO E COLETADO POR – Adieron Gilvani Ebeling, Marcelino Silva Farias Filho, Marlen Barros Silva, César da Silva (agricultor).

DESCRIÇÃO MORFOLÓGICA

Hdo1 - 0-13 cm; preto (10YR N2/, úmida); orgânica; maciça e muito pequena granular; muito friável, dura, não plástica e ligeiramente pegajosa; transição plana e clara.

Hdo2 - 13-27 cm; preto (10YR N2/, úmida); orgânica; maciça; muito dura; muito friável, ligeiramente plástica e pegajosa; transição ondulada e difusa.

Cg1 - 27-46 cm; bruno muito claro acinzentado (10YR 7/3, úmida), mosqueados amarelados abundantes pequenos e distintos; muito argilosa; maciça; dura, firme, plástica e pegajosa, transição ondulada e difusa.

Hbd3 - 46-61 cm; preto (10YR N2/, úmida); orgânica; maciça; muito dura; muito friável, ligeiramente plástica, pegajosa, transição ondulada e difusa.

Hbd4 - 61-74⁺ cm; preto (10YR N2/, úmida); orgânica; maciça; muito dura, muito friável, ligeiramente plástica e pegajosa; transição plana e difusa.

Observações – Lençol freático a 60 cm de profundidade. Presença de poucas raízes em Hdo1 e Hdo2, sendo raras em Cg1 e Hbd3 e ausentes em Hbd4. O lago Anananzal inunda completamente o local de

coleta no período de janeiro a meados de julho. No período de recuo das águas, a área é cultivada em modelo de subsistência com arroz, feijão, melancia, abóbora, mandioca e maracujá dispoça, não sendo utilizado nenhum tipo de aração, tão pouco adubação mineral ou calagem.

Perfil PR06

DATA DA COLETA - 11/02/2008

CLASSIFICAÇÃO – **ORGANOSSOLO HÁPLICO Hêmico típico.**

LOCALIZAÇÃO – IAPAR - Instituto Agronômico do Paraná, pólo regional de pesquisa de Ponta Grossa. Av. Presidente Kennedy, s/nº. (Rod. do Café, km 496, sentido Ponta Grossa – Curitiba). A área do IAPAR divide-se em glebas, este solo foi coletado na gleba de número 32. S25°14'30.63" e W50°01'25.91"

SITUAÇÃO E DECLIVE – Trincheira em área plana de várzea, com declive de 0 a 1%.

ALTITUDE – Aproximadamente 2616m.

MATERIAL DE ORIGEM E FORMAÇÃO GEOLÓGICA – Depósitos turfáceos e sedimentos aluviais/coluviais. Holoceno / Quaternário.

PEDREGOSIDADE – Ausente.

ROCHOSIDADE – Ausente.

RELEVO LOCAL – Plano com declividade de até 3%.

RELEVO REGIONAL – Suave ondulado.

EROSÃO – Não aparente.

DRENAGEM – Mal drenado.

VEGETAÇÃO PRIMÁRIA – Campo subtropical com capim nativo.

USO ATUAL – Área drenada em 1979, sem uso agrícola atual, em regeneração, embora ocorram queimadas anualmente.

DESCRITO E COLETADO – Adierson Gilvani Ebeling, Luiz Henrique dos Santos Carlos, Funcionário do IAPAR.

DESCRIÇÃO MORFOLÓGICA

Hdop1 - 0-9 cm; preto (10YR 2/N, úmida); orgânica; pequena granular; macia, muito friável, ligeiramente plástica e ligeiramente pegajosa; transição plana e clara.

Hd2 - 9-27 cm; preto (10YR 2/N, úmida); orgânica; maciça; macia, muito friável, ligeiramente dura, ligeiramente plástica e ligeiramente pegajosa; transição plana e clara.

Hd3 – 27-55 cm; preto (10YR 2/1 úmida); orgânica; maciça; ligeiramente dura, friável, plástica e ligeiramente pegajosa; transição plana e clara.

Hd4 – 55-75⁺ cm; bruno muito escuro (10YR 2/2 úmida); orgânica; maciça; dura, friável, ligeiramente plástica e pegajosa.

Observações - Raízes abundantes médias e finas em Hdop1 e Hd2; muitas e finas em Hd3 e ausentes nos demais horizontes. Presença do lençol freático a 55 cm da superfície, topo do horizonte Hd4.

Perfil PR07

DATA DA COLETA - 11/02/2008

CLASSIFICAÇÃO – **ORGANOSSOLO HÁPLICO Hêmico típico.**

LOCALIZAÇÃO – IAPAR - Instituto Agronômico do Paraná, pólo regional de pesquisa de Ponta Grossa. Av. Presidente Kennedy, s/nº. (Rod. do Café, km 496, sentido Ponta Grossa – Curitiba). A área do IAPAR divide-se em glebas, este solo foi coletado na gleba de número 42. S25°14'15.39" e W50°01'19.75"

SITUAÇÃO E DECLIVE – Trincheira em área plana de várzea, com declive de 0 a 1%.

ALTITUDE – Aproximadamente 2601m.

MATERIAL DE ORIGEM E FORMAÇÃO GEOLÓGICA – Depósitos turfáceos e sedimentos aluviais/coluviais. Holoceno / Quaternário.

PEDREGOSIDADE – Ausente.

ROCHOSIDADE – Ausente.

RELEVO LOCAL – Plano com declividade de até 1%.

RELEVO REGIONAL – Suave ondulado.

EROSÃO – Não aparente.

DRENAGEM – Imperfeitamente drenado, com drenagem artificial.

VEGETAÇÃO PRIMÁRIA – Campo subtropical com capim nativo. Área em regeneração.

USO ATUAL – Área drenada em 1979, uso intensivo com arroz por 10 anos, em regeneração após este período, porém ainda ocorre pelo menos uma queimada anual.

DESCRITO E COLETADO – Aderson Gilvani Ebeling, Luiz Henrique dos Santos Carlos, Funcionário do IAPAR.

DESCRIÇÃO MORFOLÓGICA

Ap - 0-15 cm; bruno muito claro acinzentado (10YR 7/3, úmida), bruno claro acinzentado (10YR 6/3 úmida); mineral; pequena granular; macia, muito friável, não plástica e não pegajosa; transição ondulada e clara.

Hdp1 - 15-46 cm; preto (7,5YR N2/, úmida); orgânica; maciça com aspecto colunar com fendas definidas pelo sistema radicular; muito friável, dura, ligeiramente plástica e ligeiramente pegajosa; transição plana e clara.

Hd2 – 46-67⁺ cm; preto (7,5YR N2/ úmida); orgânica; maciça; dura, friável, ligeiramente plástica e ligeiramente pegajosa.

Observações - Raízes abundantes grossas, médias e finas em Hdp1, com presença de formigas em grande parte do perfil. No Hd2 as raízes são muitas, médias e finas.

Perfil RJ08

DATA DA COLETA - 19/04/2009

CLASSIFICAÇÃO – **ORGANOSSOLO HÁPLICO Hêmico típico**

LOCALIZAÇÃO – Fazenda da Saudade (Primus Ipanema Agropecuária), rodovia RJ 168, entrada no lado direito da estrada, sentido Conceição de Macabu, a 6 km do trevo de acesso da BR 101, 180 km do Rio de Janeiro, e 12km antes da termoeletrica UTE Norte Fluminense. S-22°20'24.18" W-41°57'19.61".

SITUAÇÃO E DECLIVE – Trincheira em depressão abaciada, várzea com declividade de 1%.

ALTITUDE – 8m.

LITOLOGIA, FORMAÇÃO GEOLÓGICA – Depósitos turfáceos e sedimentos aluviais/coluviais. Holoceno / Quaternário.

MATERIAL DE ORIGEM E FORMAÇÃO GEOLÓGICA – Depósitos turfáceos e sedimentos aluviais/coluviais. Holoceno / Quaternário.

PEDREGOSIDADE - Ausente

ROCHOSIDADE – Ausente

RELEVO LOCAL – Suave ondulado

RELEVO REGIONAL – Ondulado.

EROSÃO – Não aparente.

DRENAGEM – Muito mal drenado.

VEGETAÇÃO PRIMÁRIA – Campo higrófilo de várzea.

USO ATUAL – Taboa, ciperáceas, gramíneas e arbustos, sem uso atual.

DESCRITO E COLETADO POR – Aderson Gilvani Ebeling, Fernando Zuchello, Paula Fernanda Chaves Soares, Francisco Wagner de Freitas Gomes, Lúcia Helena Cunha dos Anjos.

DESCRIÇÃO MORFOLÓGICA

Hdop1 - 0-18 cm; preto (10YR 2/1, úmido); orgânica; moderada pequena granular; dura, firme, ligeiramente plástica e ligeiramente pegajosa; transição plana e clara.

Hdo2 - 18-36 cm; bruno muito escuro (10YR 2/2, úmido); orgânica; maciça; dura, firme, ligeiramente plástica e ligeiramente pegajosa; transição plana e clara.

Hdo3 - 36-58⁺ cm; bruno muito escuro (10YR 2/2, úmido); orgânica; maciça; dura, firme, ligeiramente plástica e ligeiramente pegajosa.

Observações - Raízes abundantes e finas em Hdop1, material vegetal parcialmente alterado em Hdo2 e Hdo3, porém com grande quantidade de material lenhoso em decomposição ainda bem identificável, e com muitas fibras grandes. O lençol freático foi encontrado a 60 cm de profundidade.

ANEXO 2 – Imagens dos perfis e da área de coleta.

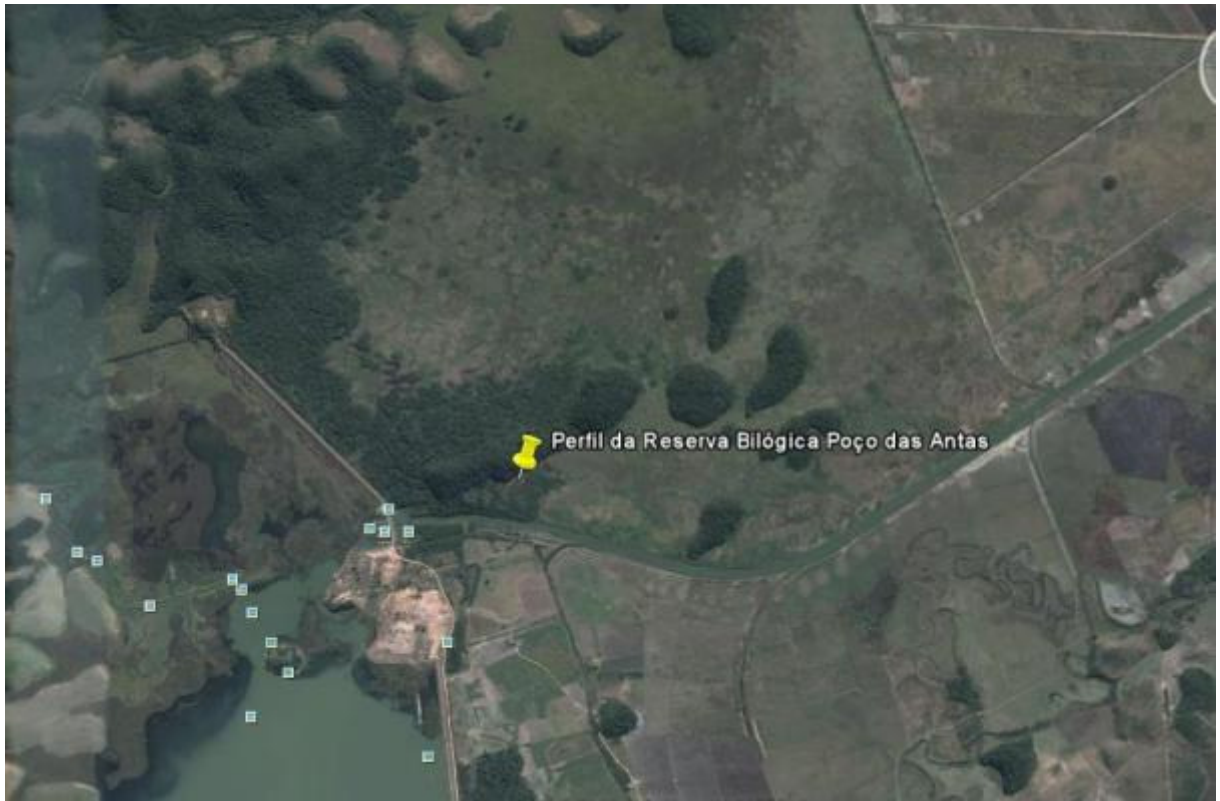


Figura 42: Vista aérea do perfil RJ01 localizado na reserva biológica Poço das Antas em Casemiro de Abreu.



Figura 43: Vegetação de cobertura da área do Organossolo (RJ01) (a) e vestígio de queimada (b) na Reserva Biológica Poço das Antas, município de Casemiro de Abreu, RJ.



Figura 44: Perfil de Organossolo (RJ01) coletado na Reserva Biológica Poço das Antas, município de Casemiro de Abreu, RJ.

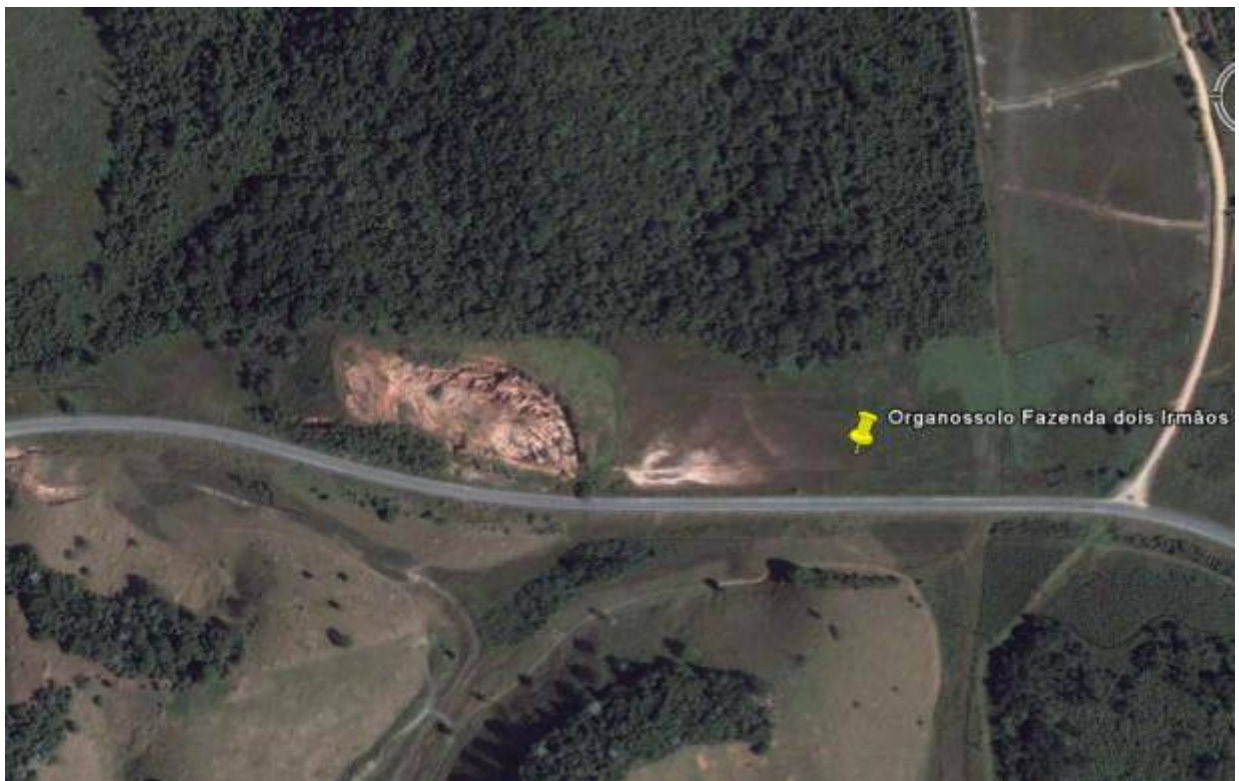


Figura 45: Vista aérea do perfil RJ02 localizado a esquerda da Estrada Silva Jardim Casemiro de Abreu.



Figura 46: Remanescente da floresta secundária de várzea do perfil (RJ02), utilizado como referência para comparação de alterações pelo uso agrícola de Organossolos.



Figura 47: Pastagem implementada em estágio inicial na área do perfil (RJ02), referência para o estudo dos Organossolos.



Figura 48: Vestígios da queimada para limpeza dos restos vegetais. Área de referência no estudo dos Organossolos (RJ02).



Figura 49: Perfil de Organossolo (RJ02) utilizado como referência no estudo de efeito antrópico.



Figura 50: Vista aérea do perfil RJ03 localizado a esquerda da Estrada Casemiro de Abreu Macaé.

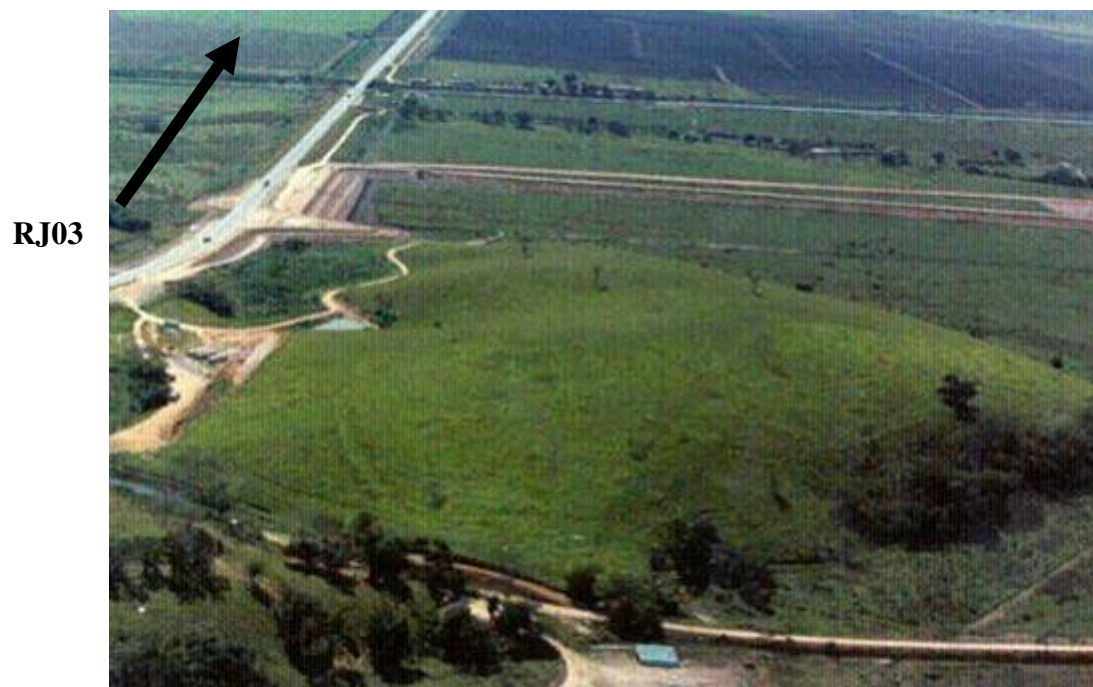


Figura 51: Vista parcial da área do perfil RJ03. Fazenda da Saudade (Primus Ipanema Agropecuária) próxima a Usina Termoelétrica Norte Fluminense, Macaé, RJ.



Figura 52: Área do perfil RJ03, com pastagem consorciada. Fazenda da Saudade (Primus Ipanema Agropecuária) próxima a Usina Termoelétrica Norte Fluminense, Macaé, RJ.



Figura 53: Horizontes no Perfil RJ03. Fazenda da Saudade (Primus Ipanema Agropecuária) próxima a Usina Termoelétrica Norte Fluminense, Macaé, RJ.



Figura 54: Vista aérea do perfil RJ04 localizado a direita da Estrada Casemiro de Abreu Macaé.

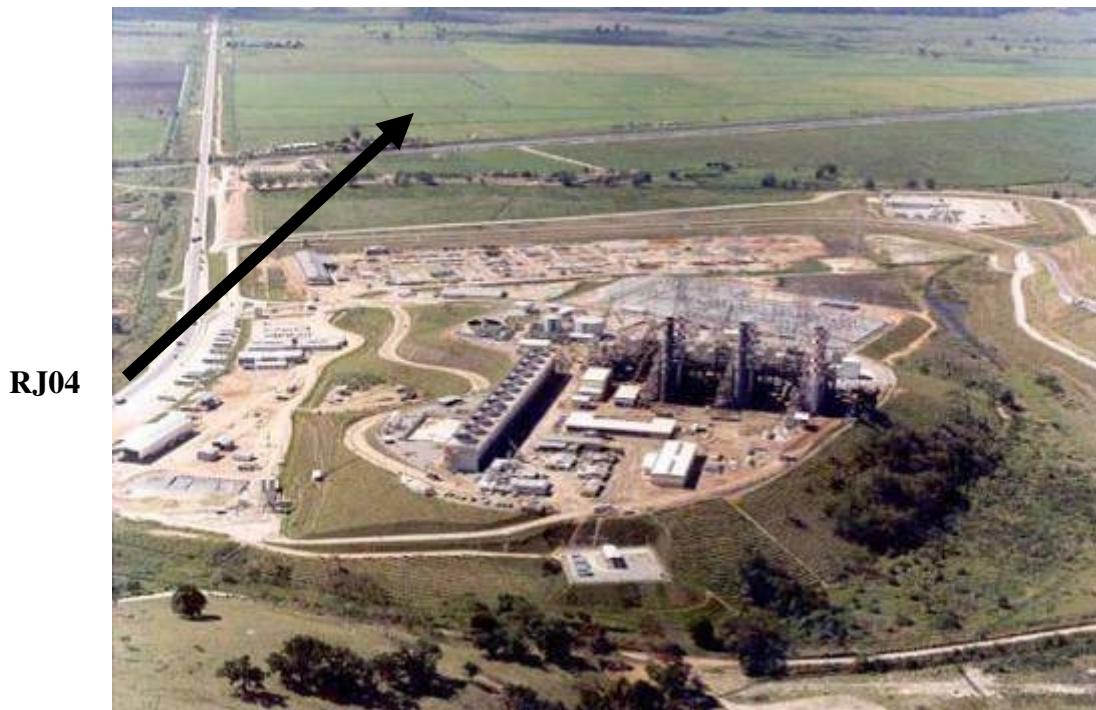


Figura 55: Vista parcial da área do perfil RJ04. Fazenda Ilha da Saudade (área experimental de produção de sementes, convênio com a Pesagro-RJ), próximo a Usina Termoeletrica Norte Fluminense, Macaé, RJ.



Figura 56: Área do perfil de Organossolo RJ04 após aração e gradagem para o plantio de feijão. Fazenda Ilha da Saudade (área experimental de produção de sementes, convênio com a Pesagro-RJ), próximo a Usina Termoeletrica Norte Fluminense, Macaé, RJ.



Figura 57: Área do perfil de Organossolo RJ04 coletado perto do canal de drenagem. Fazenda Ilha da Saudade (área experimental de produção de sementes, convênio com a Pesagro-RJ), próximo a Usina Termoeletrica Norte Fluminense, Macaé, RJ.



Figura 58: Área do perfil de Organossolo RJ04 com cultivo de milho e feijão, sem resíduos de cobertura do solo. Fazenda Ilha da Saudade (área experimental de produção de sementes, convênio com a Pesagro-RJ), próximo a Usina Termoeletrica Norte Fluminense, Macaé, RJ.



Figura 59: Perfil de Organossolo RJ04. Fazenda Ilha da Saudade (área experimental de produção de sementes, convênio com a Pesagro-RJ), próximo a Usina Termoeletrica Norte Fluminense, Macaé, RJ.



Figura 60: Vista aérea do município de Monção-MA e do perfil MA05 no entorno do lago Anananzal.



Figura 61: Área do perfil MA05 no entorno do lago Anananzal, com cultivo de arroz.



Figura 62: Área do perfil MA05 no entorno do lago Anananzal, detalhe do cultivo de arroz.



Figura 63: Vista do perfil MA05, no entorno do lago Anananzal, Maranhão.



Figura 64: Vista da área do perfil PR06, na área experimental do IAPAR, Ponta Grossa (PR).



Figura 65: Cobertura vegetal do perfil PR06, na área experimental do IAPAR, Ponta Grossa (PR)



Figura 66: Perfil de Organossolo (PR06), na área experimental do IAPAR, Ponta Grossa (PR)



Figura 67: Cobertura vegetal do perfil PR07, na área experimental do IAPAR, Ponta Grossa (PR)



Figura 68: Perfil de Organossolo (PR07) com cobertura mineral, horizonte Ap, na área experimental do IAPAR, Ponta Grossa (PR)



Figura 69: Vista aérea do perfil de referencia RJ08, em Macaé (RJ).



Figura 70: Paisagem e cobertura vegetal na área do perfil RJ08, em Macaé (RJ).



Figura 71: Vista do perfil de referencia RJ08, em Macaé (RJ).

Livros Grátis

(<http://www.livrosgratis.com.br>)

Milhares de Livros para Download:

[Baixar livros de Administração](#)

[Baixar livros de Agronomia](#)

[Baixar livros de Arquitetura](#)

[Baixar livros de Artes](#)

[Baixar livros de Astronomia](#)

[Baixar livros de Biologia Geral](#)

[Baixar livros de Ciência da Computação](#)

[Baixar livros de Ciência da Informação](#)

[Baixar livros de Ciência Política](#)

[Baixar livros de Ciências da Saúde](#)

[Baixar livros de Comunicação](#)

[Baixar livros do Conselho Nacional de Educação - CNE](#)

[Baixar livros de Defesa civil](#)

[Baixar livros de Direito](#)

[Baixar livros de Direitos humanos](#)

[Baixar livros de Economia](#)

[Baixar livros de Economia Doméstica](#)

[Baixar livros de Educação](#)

[Baixar livros de Educação - Trânsito](#)

[Baixar livros de Educação Física](#)

[Baixar livros de Engenharia Aeroespacial](#)

[Baixar livros de Farmácia](#)

[Baixar livros de Filosofia](#)

[Baixar livros de Física](#)

[Baixar livros de Geociências](#)

[Baixar livros de Geografia](#)

[Baixar livros de História](#)

[Baixar livros de Línguas](#)

[Baixar livros de Literatura](#)
[Baixar livros de Literatura de Cordel](#)
[Baixar livros de Literatura Infantil](#)
[Baixar livros de Matemática](#)
[Baixar livros de Medicina](#)
[Baixar livros de Medicina Veterinária](#)
[Baixar livros de Meio Ambiente](#)
[Baixar livros de Meteorologia](#)
[Baixar Monografias e TCC](#)
[Baixar livros Multidisciplinar](#)
[Baixar livros de Música](#)
[Baixar livros de Psicologia](#)
[Baixar livros de Química](#)
[Baixar livros de Saúde Coletiva](#)
[Baixar livros de Serviço Social](#)
[Baixar livros de Sociologia](#)
[Baixar livros de Teologia](#)
[Baixar livros de Trabalho](#)
[Baixar livros de Turismo](#)